

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: BBI



Nela Multušová

Vliv divokých kopytníků na vegetaci
Effect of wild ungulates on vegetation

Bakalářská práce

Vedoucí práce: prof. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha, 2021

Charles University
Faculty of Science

Ráda bych na tomto místě poděkovala své školitelce prof. RNDr. Zuzaně Münzbergové, Ph.D. za cenné rady, trpělivost a odborné vedení při vypracování bakalářské práce. Dále bych ráda poděkovala všem pracovníkům, kteří mi podali cenné informace o problematice divokých kopytníků v České republice. Tímto děkuji Ing. Jaroslavu Červenkoví z NP Šumava, Mgr. Janě Dandové z CHKO Křivoklátsko, Ing. Romanu Hamerskému a Mgr. Kateřině Tremlové z CHKO České Středohoří, RNDr. Ivaně Jongepierové z CHKO Bílé Karpaty, Mgr. Zdeňku Musilovi z CHKO Moravský Kras, Mgr. Lence Reitnerové z NP Podyjí a Mgr. Přemyslu Tájkovi z CHKO Slavkovský Les.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 25.4.2021

Nela Multušová

Abstrakt

Pastva divokých kopytníků je klíčovým faktorem, který výrazně ovlivňuje ekosystémy. Přítomnost kopytníků se neprojevuje pouze jako pastevní tlak ve smyslu spásání vegetace, ale také skrze vlivy jako je okus, depozice živin nebo eroze půdy. Pastevní tlak divokých kopytníků je proměnlivý v čase, stejně tak tolerance k pastvě jednotlivých druhů rostlin v závislosti na dalších faktorech prostředí. Některé druhy jsou schopny se s mírným pastevním tlakem vyrovnat lépe než jiné a je možné sledovat i zvyšování druhové diversity společenstva, naopak vysoký pastevní tlak ovlivňuje společenstva negativně, způsobuje pokles druhové diversity a často vede k ruderalizaci vegetace. Vlivem vysokých hustot divokých kopytníků a intenzivního pastevního tlaku dochází k rozsáhlým změnám věkové i druhové struktury lesních i nelesních ekosystémů. Tato bakalářská práce se zabývá vlivy kopytníků na vegetaci lesních i nelesních společenstev, které jsou proměnlivé v kontextu abiotických faktorů prostředí. Také nabízí pohled na problematiku divokých kopytníků v národních parcích a chráněných krajinných oblastech v České republice.

Klíčová slova: divocí kopytníci, pastva, přemnožení divoké zvěře, regenerace

Abstrakt

The grazing of wild ungulates is the key factor which significantly influences ecosystems. The presence of the ungulates manifests as grazing, but also as browsing, fecal and urine deposition and soil erosion. The grazing pressure of wild ungulates as well as grazing tolerance of plants is variable over time. Some species can cope with moderate grazing better than others and then grazing can increase species diversity. On the other hand, intensive grazing can influence plant communities negatively reducing plant diversity and supporting ruderal plant species. High population densities of wild ungulates and their intensive grazing pressure cause changes in the age and species composition of forest and non-forest ecosystem. This bachelor thesis deals with the effects wild ungulates have on forest and non forest vegetation, which are variable according to many abiotic environmental factors. The bachelor thesis also offers an insight into the issue of the wild ungulates in national parks and in landscape protected areas in the Czech Republic.

Key words: wild ungulates, grazing, game overpopulation, regeneration

Obsah

Úvod	1
1. Vlivy divokých kopytníků na vegetaci.....	2
1.1. Modifikace obsahu živin v půdě a rostlinných tělech	2
1.2. Biologická rozmanitost	3
1.3. Heterogenita prostředí.....	5
1.4. Ekosystémové služby	6
1.5. Zoochorie	6
1.6. Regenerace lesních porostů	9
1.7. Udržování bezlesí a prosvětlených lokalit	10
1.7.1. Další nástroje managementu v bezlesí.....	11
2. Faktory modifikující vliv divokých kopytníků.....	12
2.1. Pastevní historie	12
2.2. Produktivita prostředí	13
2.3. Potravní strategie	14
2.4. Pohyb kopytníků v krajině	15
2.5. Frekvence a načasování pastvy	16
3. Přemnožení divokých kopytníků v ČR	16
3.1. Divocí kopytníci v ČR a příčiny jejich vysokých populačních hustot.....	17
3.1.1. Rod <i>Cervus</i> v ČR	17
3.1.2. Další druhy kopytníků	18
3.1.3. Dokrmování	19
4. Snižování vlivů divokých kopytníků na vegetaci v ČR.....	20
4.1. Snižování populačních stavů divokých kopytníků člověkem	21
4.1.1. Sčítání zvěře.....	21
4.1.2. Zájmy a cíle ochranářů, lesníků a myslivců.....	22
4.2. Predace.....	23
4.3. Mechanická ochrana vegetace	23
5. Závěr	25
6. Seznam použitých zdrojů.....	26

Úvod

Rostliny jsou součástí ekosystému spolu s dalšími živými organismy, se kterými interagují a jejich vzájemný vztah je ovlivňován abiotickými faktory prostředí. Příkladem můžou být interakce s opylovači, kořenové interakce s mikroorganismy nebo interakce s herbivory různého charakteru i velikosti. Příkladem interakce vegetace s herbivory může být působení divokých kopytníků, které ovlivňuje celá rostlinná společenstva. Hlavním studovaným vlivem kopytníků na rostlinná společenstva je pastva. I přes to, že je v této a dalších odborných pracích velmi často používáno označení „pastva“ nebo „pastevní tlak“, vlivy, které se za těmito pojmy skrývají jsou mnohem komplexnější a nejedná se pouze o pastvu ve smyslu spásání nadzemní vegetace. Zvěř může ovlivňovat rostliny přímo svou fyzickou přítomností na stanovišti, s ní spojeným sešlapem a dalšími disturbancemi. Kopytníci také způsobují změny ve vegetaci, které jsou spojené s jejich dlouhodobým působením na lokalitě jako je změna druhového složení rostlin, změna věkové struktury porostu (Speed et al., 2020) nebo převrácení trofických kaskád (Rooney & Waller, 2003). Pastevní tlak je proměnlivý a odpovědi rostlin se liší v závislosti na typu kopytníka, délce působení a také na prostorové škále jeho vlivu (Olf & Ritchie, 1998). Rozdíly v toleranci a odpovědi na pastvu kopytníků mezi jedinci i mezi druhy rostlin vychází z morfologických rozdílů, z rozdílů v modularitě bylin a dřevin a také v délce života rostlinného jedince (Haukioja & Koricheva, 2000). Do vztahu divokých kopytníků a rostlin zasahují i abiotické faktory prostředí a modifikují odpovědi rostlinných společenstev na pastevní tlak.

Klíčovými druhy hlavně lesních ekosystémů jsou volně žijící kopytníci jako jsou jeleni, srnci nebo divoká prasata (Ramirez et al., 2018). To, že jsou vázáni na lesní prostředí neznamena, že ovlivňují pouze lesní vegetaci. Zvěř se pohybuje v lesním prostředí, v bezlesí nebo i v rámci ekotonů na pomezí ekosystémů obzvláště z důvodu hledání kvalitnější potravy. Působení divokých kopytníků může být vnímáno jako vegetaci prospěšné i škodlivé. Prospěšné může být při regulovaných populačních stavech v bezlesí, kde zvyšuje druhovou diversitu prostředí, stejný efekt má i pastva zvířat domestikovaných (Olf & Ritchie, 1998), (Schultz & Rubenstein, 2016). V otevřených habitatech jako jsou vřesoviště pastva a vlivy spojené s pobytem kopytníků působí jako činitel, který udržuje tato prostředí i jejich rozmanitost (Putman & Moore, 1998). Naopak nejvíce škodlivě je intenzivní pastva vnímána v lesích, kde vlivem divokých kopytníků dochází k dramatickým změnám ve druhovém složení a ke snížení druhové diversity. Intenzivní pastva v dlouhodobém měřítku také omezuje schopnost dřevin regenerovat (Ramirez et al., 2018). Může dojít ke změnám ve vertikální struktuře nebo téměř úplnému odstranění bylinného a keřového patra a v té souvislosti ke ztrátě habitatů

mnoha živočichů. Velmi intenzivní selektivní pastva často vede až k extinkci některých druhů rostlin. V dnešní době je možno pozorovat zvýšené populační stavy kopytníků a s nimi přicházející změny v krajině po celém světě. Vysoké hustoty zvěře a také chybějící predátoři, kteří by byly faktory přirozené regulace, limitují společenstva rostlinných druhů (Kolstad et al., 2018).

První část této bakalářské práce se zabývá vlivem kopytníků na vegetaci v lesních i nelesních ekosystémech. Také tím, jak jsou tyto interakce mezi kopytníky a vegetací ovlivňovány podmínkami prostředí. Druhá část této práce pojednává o problematice vysokých populačních stavů kopytníků na území České republiky, hlavně v oblastech národních parků a chráněných krajinných oblastí. Čerpala jsem převážně z literárních zdrojů, které jsem doplnila o informace získané skrze dotazník a následnou komunikaci od pracovníků správ NP a CHKO v České republice, kteří jsou jmenovitě uvedeni na konci práce v seznamu použitých zdrojů.

1. Vlivy divokých kopytníků na vegetaci

Divocí kopytníci zasahují do celkového chodu lesních i nelesních ekosystémů, ovlivňují dynamiku i věkovou strukturu společenstev (Ramirez et al., 2018). Dlouhodobý pastevní tlak vede vegetaci ke změnám v morfologii rostlinných těl nebo ke změně životních strategií (Ramirez et al., 2018). Divocí kopytníci mají vliv i na dostupnost zdrojů v půdě (Kohyani et al., 2008) a také na změnu alokace živin v rostlinném těle, což může podpořit fotosyntetickou aktivitu rostliny a navyšovat objem biomasy vybraných druhů v prostředí (Carpio et al., 2015). Skrze zvyšování obsahu živin v půdě vysoký pastevní tlak podporuje v rozvoji konkurenčně silnější druhy rostlin. Ve společenstvech zasažených pastvou jsou velmi schopnými konkurenty graminoidy. Pastva negativně selektuje rostliny vyššího vzrůstu, na což graminoidy velmi účelně odpověděly umístěním svých meristematických pletiv do bazální části rostliny, kde jsou před herbivorií lépe chráněna (Haukioja & Koricheva, 2000), a tak jsou schopny rychle a snadno nastartovat kompenzační růst jako odpověď na pastevní tlak (Haukioja & Koricheva, 2000). Šírolisté byliny tuto vlastnost nemají, a tak snášejí okus mnohem hůře než graminoidy a v případě velmi silného zasažení spásacem nejsou schopny vytvořit dostatečné množství biomasy, aby ztráty vyrovnaly (Rooney & Waller, 2001).

1.1. Modifikace obsahu živin v půdě a rostlinných tělech

Jedním z pozorovaných efektů pastvy je zvyšování obsahu živin v půdě. Zvěř obohacuje půdu o dusík, fosfor a další živiny depozicí trusu a moči. Jedním z důvodů zvýšeného obsahu fekálního dusíku je vysoký obsah taninů v rostlinných tělech, k herbivorií konzumují, jako obraný mechanismus proti herbivorii (González-Hernández et al., 2003). Vysoký obsah taninů má např. *Rubus sp.*, *Potentilla*

erecta, *Alnus glutinosa* nebo *Quercus robur* (González-Hernández et al., 2003). Taniny mají schopnost inhibice trávení bílkovin, které jsou následně zadržovány v zažívacím traktu a stolicí je vylučováno velké množství nestrávených proteinů. Tento efekt vede ke zvýšenému obsahu dusíku v trusu (Kariuki & Norton, 2008). Někteří herbivoři např. jeleni mají ve slinách tannin-binding proteiny, které zmírňují účinky taninů (Austin et al., 1989), a tak jsou schopni efektivnějšího trávení a obsah dusíku v jejich trusu není tak vysoký. V souvislostech s obohacováním půdy o živiny se na místech zvýšeného výskytu zvěře objevují prvky ruderalních společenstev jako jsou druhy rodu *Chenopodium*, *Verbascum densiflorum* nebo *Urtica dioica*, také rodu *Atriplex* nebo *Cirsium* (Hamerský, R., 2020, pers.comm.), (Tremlová, K., 2020, pers.comm.). Vysoký obsah dusíku v půdě může představovat i limitaci pro čeleď *Fabaceae*, jejíž schopnost fixace vzdušného dusíku je tím oslabena (Olff & Ritchie, 1998) a zástupci čeledi *Fabaceae* jsou méně zastoupeni ve vegetačním krytu. Následkem je snižování kvality biomasy, a to ovlivňuje i další subjekty jako jsou např. králíci (Carpio et al., 2015).

Stejně jak přítomnost divokých kopytníků ovlivňuje obsah živin v půdě, tak ovlivňuje rozložení živin a jejich celkový obsah v rostlinných tělech. U rostlin ovlivněných pastvou je pozorováno zvyšování obsahu živin, hlavně dusíku, ale i jiných nutrientů, které může mít různá vysvětlení. Jedním z nich může být, že narušením poměru mezi nadzemní biomasou a kořenovým systémem je stimulována změna lokalizace živin v jednotlivých částech rostlinného těla (Thiel-Engenter et al., 2007). Zvýšený obsah dusíku v rostlině může být vysvětlován i zvýšeným příjmem živin z půdy za účelem kompenzace okusu (Moser & Schütz, 2006). Kompenzačním růstem se vytvoří nové části rostlinného těla, které obsahují výrazně více živin a jsou velmi atraktivní (Čermák et al., 2009). Tím je herbivor stimulován k opakovanému okusu (Čermák et al., 2009). Tento trend je pozorován u trav a jiných bylin (Brouwer, 1962), stejně tak u dřevin (Čermák et al., 2009), kdy se vzrostlé dřeviny v odpovědi na rozsáhlou defoliaci můžou uchýlit k nadměrné tvorbě nových listů následující sezónu (Haukioja & Koricheva, 2000).

Obsah živin v rostlině hraje klíčovou roli v otázce preferované potravy kopytníkem. Potravně atraktivní druhy, které jsou bohaté na živiny, jsou okusovány s výrazně vyšší frekvencí než ostatní, což vede ke zvýšení jejich mortality, zejména pokud dojde k okusu více než jednou za sezónu (Čermák et al., 2009). Opětovnému okusu mohou rostliny zabránit snížením obsahu dusíku, popřípadě tvorbu sekundárních metabolitů jako látek chemické obrany proti herbivorii (Rooney & Waller, 2003).

1.2. Biologická rozmanitost

Pastva divokých kopytníků značně ovlivňuje ekosystémy lokálních i regionálních měřítek, jejich strukturu, dynamiku i druhové složení a stude se na vlivy pastvy na vegetaci dívají různě. Nejčastějším měřítkem změn, které probíhají v důsledku pastevního tlaku kopytníků, je druhová diversita. Druhová

diverzita pojednává o biologické rozmanitosti přírody, avšak mnoho lidí si pod tímto pojmem představí pouze počet druhů, které se vyskytují na konkrétním území. Druhovú diversitu zohledňuje i rozdíly v početnosti druhů na lokalitě a jejich relativní vyrovnanost (Storch, 2019).

Diversita se popisuje na různých úrovních. Alfa diverzita popisuje lokální diversitu jednotlivých dílčích částí většího území, a kromě prostého počtu druhů může být popisována různými indexy jako je Shannon-Weaverův index nebo Simpsonův index (Nagendra, 2002). Simpsonův index vychází z pravděpodobnosti s jakou budou dva náhodně vybraní jedinci náležet ke stejnému druhu. Čím je hodnota Simpsonova indexu nižší, tím je menší pravděpodobnost, že dva náhodně vybraní jedinci přísluší ke stejnému druhu, což značí větší druhovou bohatost. Tuto skutečnost ukazuje Mathisen et al. (2010), který s kolektivem ve své studii reflektuje situaci, kdy alfa diverzita vzrůstá se zvyšujícím se pastevním tlakem, a tak Simpsonův index klesá.

Alfa diversita sleduje početnost druhů i jejich frekvenci v rostlinném společenstvu. To, zda pastva způsobuje změny v počtu nebo frekvenci druhů ve společenstvu závisí na velikosti stanoviště. Na nepasených lokalitách je méně druhů, které jsou zastoupené ve vysoké frekvenci a relativně hodně druhů, které jsou zastoupeny v menší frekvenci vyplňující mezery. Naopak v pasených lokalitách je relativně málo druhů, které jsou méně časté a poměrně hodně druhů, které se zde vyskytují ve větší frekvenci. Z toho plyne, že na menších plochách se dá pozorovat vliv pastvy na změny v alfa diversitě konkrétně v počtu druhů. Na větších plochách spíše pastva modifikuje podíl jednotlivých druhů v rostlinném společenstvu (Riesch et al., 2020) a rozdíly v počtu druhů mezi pasenou a nepasenou lokalitou nejsou nijak výrazné (Dupre & Diekmann, 2001). Pokud je cílem pozorování vlivu pastvy a jejího vyloučení na druhovou diversitu ve smyslu počtu druhů i frekvence jejich zastoupení, pak je ideálním stanovištěm středně velká plocha o velikosti v rozmezí 1-10 m² (Dupre & Diekmann, 2001).

Další úroveň pozorování diversity je gama diversita, která figuruje ve velkých regionálních měřítkách. Zatímco pastva v lokálních měřítkách alfa diversity může druhovou bohatost zvyšovat, pastva v regionálních měřítkách gama diversity, může druhovou bohatost snižovat (Olf & Ritchie, 1998). Gama diversita zahrnuje alfa diversitu dílčích částí a zároveň beta diversitu, která vysvětluje rozdílnost mezi jednotlivými lokálními územími alfa diversity (Whittaker, 1960). Beta diverzita vždy klesá se zvětšující se velikostí plochy, protože variabilita prostředí je na větší ploše vyrovnána (Økland et al., 1990), (Dupre & Diekmann, 2001).

Při pozorování vlivů pastvy na druhovou diversitu rostlin je vedle velikosti lokality také potřeba zohledňovat míru pastevního tlaku a jeho trvání. Pojmy „mírná a intenzivní pastva“ jsou v očích jednotlivých autorů proměnlivé. Podle obecné hypotézy střední míry disturbancí tzv. intermediate disturbance hypothesis se s nejvyšší druhovou bohatostí setkáváme na lokalitách, které jsou

narušovány mírně a s nízkou frekvencí, ale dostatečně často a intenzivně na to, aby byla nastolena dynamická rovnováha mezi druhy rostlin (Schütz et al., 2003). Podle této hypotézy mírná selektivní pastva kopytníků vede k navyšování druhové diversity (Gao & Carmel, 2020), (Carpio et al., 2015), (Schieltz & Rubenstein, 2016). Horčíčková et al. (2019) ověřili, že druhovou diversitu a heterogenitu prostředí podporují i disturbance způsobené rytím divokých prasat. Ovšem kvantifikace mírné pastvy, která zvyšuje druhovou diversitu není jednoznačná. Odborníci se na ideální hustotě kopytníků pro nejvyšší variabilitu vegetačního pokryvu neshodují. Některé studie pozorovaly pozitivní účinky pastvy a nejvyšší variabilitu vegetačního krytu při 20 jedincích jelena na 1 km² (Schütz et al., 2003), (Olff & Ritchie, 1998). Ramirez et al. (2018) naopak shledali již při 8 jedincích jelena nebo 15 jedincích srnce na 1 km² vlivy pastvy na vegetaci negativní. Ramirez et al. (2018) tak dodávají, že se nelze opírat jen o konkrétní počet divokých kopytníků na 1 km². Při pozorování vlivů pastvy na vegetaci je třeba se zaměřit na náhlé změny v populačních hustotách kopytníků, na které vegetace není připravena (Ramirez et al., 2018).

Změny v druhové diversitě probíhající pod vlivem pastevního tlaku a disturbancí s pastvou spojených v rámci lokálních měřítek nejsou lineární nýbrž velmi proměnlivé, stejně jako změny v druhové diversitě rostlin, které nastanou po ukončení pastvy. V souvislosti s pastvou a vyhledávání potravy kopytníky jsou přítomné také disturbance způsobené rytím prasat i kopyty další zvěře. Po ukončení pastvy spolu s ukončením disturbancí dochází k dočasnému nárůstu počtu rostlinných druhů, dokud se do procesu nevmísí mezidruhovú kompetice (Horčíčková, 2010). Tento nárůst druhové diversity pozorovali Horčíčková et al. (2019) po disturbancích, které simulovaly zásahy rytí divokých prasat. Ukázalo se, že narušení plochy takovou disturbancí s sebou nese efekty i několik následujících let. Horčíčková et al. (2019) udávají, že po roce od narušení půdního krytu došlo k nárůstu v zastoupení jednoletých rudérálních druhů rostlin jako jsou *Arabidopsis thaliana*, *Veronica arvensis* a také stresu tolerantního rudérálního druhu *Myosotis stricta*. V dalších letech po disturbanci ve společenstvech sledovaných semixerotemních trávníků tedy díky disturbancím dostaly prostor i méně kompetičně schopné druhy. Po delší době vyloučení pastvy, a tedy i disturbancí s ní spojených, se nárůst počtu druhů postupně zastavuje, a nakonec se počet druhů může i snižovat, protože zastoupení rostlinných druhů, které byly pastvou vyloučeny se rozvíjí (Dupre & Diekmann, 2001).

1.3. Heterogenita prostředí

Heterogenita prostředí je důležitou vlastností lokalit, která nabízí koexistenci druhů a maximální využití zdrojů (Griffin et al., 2009). Heterogenní prostředí s vyšším obsahem živin může být produktivnější, protože unese přítomnost většího množství druhů a funkčních skupin vegetace (Hector et al., 1999). Může se jednat o heterogenitu v prostoru i v čase. Pastva heterogenní prostředí podporuje a

napomáhá vytvářet ještě širší nabídku rozličných habitatů. Heterogenita podporována depozicí hnoje, moči, také sešlapem nebo poleháváním vegetace zvěří (Veen et al., 2008), případně rytím divokých prasat (Horčíčková et al., 2019). Heterogenní prostředí umožňuje koexistenci druhů, což vede ke zvyšování druhové bohatosti (Veen et al., 2008). Živinově chudé lokality pastva naopak homogenizuje (Hector et al., 1999) v souvislosti s podporou dominantních druhů a oslabení druhů kompetičně slabších, klesá tak druhová i funkční diversita a dochází ke snižování nabídky ekosystémových služeb (Griffin et al., 2009), (Asner et al., 2009).

1.4. Ekosystémové služby

Skrze změnu dostupnosti živin, změnu struktury a homogenizaci rostlinných společenstev ovlivňuje intenzivní pastva druhovou diversitu rostlin. Ztráta biodiversity je často zmiňována i v souvislostech se snižující se nabídkou ekosystémových služeb a funkcí (Loreau et al., 2003). V ekosystémech je nemálo procesů, které člověku usnadňují ba dokonce umožňují život na Zemi. Pojem ekosystémové služby a funkce se dá definovat jako benefity ekosystémů, které člověk využívá k vlastnímu prospěchu (Mace et al., 2012).

Paleta ekosystémových služeb je velmi široká a pastva je může ovlivňovat negativně i pozitivně v závislosti na dalších faktorech. Mírná pastva může být považována za činnost organismů, kteří se podílejí na navrácení uhlíku a dalších živin do oběhu (Velamazán et al., 2020), zvyšování heterogenity prostředí a rozšiřování nabídky různých habitatů (Veen et al., 2008) pro různé funkční skupiny organismů. Se vzrůstajícím počtem a různorodostí funkčních skupin organismů se nabídka ekosystémových služeb rozšiřuje (Hector et al., 1999). Pastva poskytuje člověku nemalou službu tím, že působí jako prevence požárů odstraňováním přebytečné biomasy (Velamazán et al., 2020). Ovšem se stoupajícím pastevním tlakem po celém světě klesá druhová diversita. S klesající druhovou i funkční diversitou klesá i schopnost ekosystému poskytovat ekosystémové služby (Hector et al., 1999), (Griffin et al., 2009), (Velamazán et al., 2020).

1.5. Zoochorie

Velcí savci nezasahují do ekosystémových procesů jen skrze konzumaci vegetace a mechanické disturbance, ale také významně ovlivňují disperzi semen, a tím šíření druhů mimo jejich primární stanoviště. Jsou vnímáni jako důležitý disperzní vektor cévnatých rostlin (Heinken & Raudnitschka, 2002). Jsou vektorem přenosu jejich semen, protože se pohybují mezi podobnými stanovišti a mohou semena přenést do příznivého prostředí, kde mají vysokou šanci na přežití (Lepková et al., 2018).

Semena mají na tyto přenosy adaptace a hojně jich využívají. Některá specifické strukturní adaptace nemají, ale i přes to dochází k jejich úspěšnému přenosu. Semena mohou být přenášena zcela náhodně např. v souvislosti s nánosem vlhké půdy na těle herbivora nebo také s konzumací části rostliny, na které se diaspory přichytí (von Oheimb et al., 2005). O tomto přenosu se obecně pojednává jako o zoochorii, kterou můžeme rozdělit na dva typy. Přenos rozmnožovacích útvarů uvnitř těla herbivora, kdy je semeno zkonzumováno, je přenášeno v trávicím traktu a s trusem se dostane ven, je nazýván endozoochorie (Lepková et al., 2018). Přenos struktur na povrchu herbivora se nazývá epizoochorie. Počet rozptýlených druhů se liší v závislosti na druhu zvěře a typu rostliny (Lepková et al., 2018). Pro některé divoké kopytníky je přenos určitých druhů specifický, některé druhy naopak sdílejí. Frekvence, s jakou se druhy přenášejí, které druhy to konkrétně jsou a z jakého jsou prostředí závisí na preferenci prostředí a potravní niky kopytníka, také ale na struktuře pokryvu jeho těla (Eycott et al., 2007).

Pozorování endozoochorie se obvykle provádí na fekálních peletách. Podle nálezů v těchto peletách se určují škály druhů, které byly přeneseny. Předmětem zájmu je i informace o tom, která semena byla po přenosu schopná vyklíčit. Semena přenášená endozoochorií jsou pro herbivory atraktivní a obsahují hodně živin. Obvykle nemají žádná morfologická přizpůsobení jako semena určená k epizoochornímu přenosu (Heinken & Raudnitschka, 2002). Některá semena jsou chráněna slizovou pochvou, a tak mají vyšší šanci, že bude jejich průchod skrze trávicí trakt, a tím celkový přenos úspěšný (Lepková et al., 2018). Díky slizové pochvě může být semeno pozřeno i náhodou, když se nalepí na vegetaci, kterou herbivor konzumuje (Lepková et al., 2018). Semena rostlin přenášená epizoochorií mají velmi často pro takový přenos adaptace jako jsou různé háčky nebo chlupy (Heinken et al., 2002), díky nimž se lépe zachytí i v jemnější srsti a jsou nesena delší vzdálenost než semena bez strukturních vylepšení (Gill & Beardall, 2001). Malá semena přenášená na kopytech obvykle žádnými adaptacemi nedisponují (Heinken & Raudnitschka, 2002).

Velikost semen je také determinující znak pro úspěšnost přenosu. Malých semen bývá velké množství, a tak i přes velkou ztrátovost je úspěšnost přenosu a přežití semena poměrně velká (Gill & Beardall, 2001). Malá semena hlavně bylin ve výkalech býložravců dominují. Do velkých semen jako jsou bukvice nebo žaludy rostlina investuje hodně energie a vyprodukuje jich podstatně méně (von Oheimb et al., 2005). Tato velká semena jsou býložravci obvykle rozžvýkána a ve fekálních peletách se vyskytují zřídka. Úspěšnost jejich přenosu touto cestou je menší.

I přes to, že jeleni hledají úkryt v lesích, otevřená stanoviště je lákají k pastvě svou potravní bohatostí. Semena, kterým jeleni zajišťují přenos, přísluší rostlinám z prosvětlených míst mezi lesním porostem, luk, cest, mýtin, polí apod. Semena stromů a keřů ve fekálních peletách jelenů jsou výrazně méně zastoupena než semena bylin (von Oheimb et al., 2005). Největší obsah semen ve fekálních peletách

studovaných von Oheimb et al. (2005) a také Lepkovou et al. (2018) příslušel druhu *Urtica dioica*, jeleni vyhledávají především její mladé výhonky. Během vrcholné fáze kvetení je *Urtica dioica* vyhledávána obzvláště laněmi. Především laně a mláďata vyhledávají potravu s vysokým obsahem živin a *Urtica dioica* je druhem, který je charakteristický právě pro lokality s vysokým obsahem dusíku (von Oheimb et al., 2005).

Srnci a daňci zajišťují přenos hlavně ruderálních druhů a zemědělských plodin. Srnci vyhledávají převážně řepková pole nejvíce v období od listopadu do května, kdy je potravní nabídka v lesích snížena (Putman & Moore, 1998). V květnu se zase vrací do lesů a pasou se na oligotrofních pastvinách i kyselých lesních půdách (Putman & Moore, 1998). Daňci se v období nedostatku přesouvají na pole s obilninami a podle toho vypadá i škála druhů, které roznášejí (Putman & Moore, 1998).

Divoká prasata mají mnohem širší škálu druhů, které přenášejí mezi různými lokalitami, protože se chovají jako generalisté a jejich potravní nika je mnohem širší než potravní nika spárkaté zvěře (Lepková et al., 2018). V jejich trusu byly nalézány semena kopřivy výrazně méně často než v trusu jelenů, naopak v trusu prasat byly s vysokou frekvencí nalézány semena rodu *Fragaria* (Lepková, 2014). Nezanedbatelnou formou přenosu semen je u divokých prasat epizoochorie. Ve své srsti přepravují velké množství semen (Heinken et al., 2002). Srst mají velmi hrubou, válejí se v bahně, které na nich následně zasychá, a tak semenům umožňuje lépe se na jejich povrchu přichytit. Srnci mají srst sice hustou, ale velmi jemnou (Heinken & Raudnitschka, 2002), a tak je význam epizoochorie srnců podstatně menší než u divokých prasat (Heinken et al., 2002). Také kopyta divočáků zachytávají více semen, než bylo pozorováno u srnců. Kopyty jsou přenášena hlavně semena *Betula pendula*, která jsou velmi malá a je jich vytvářeno velké množství, a tak je vysoká pravděpodobnost, že se na kopyta zachytí (Heinken & Raudnitschka, 2002). Prasata shánějí potravu rytím v zemi, tím zvyšují pravděpodobnost úspěšného uchycení a vyklíčení semene po přenosu (Heinken & Raudnitschka, 2002). Divoká prasata a srnci sdílejí přenos mnoha druhů. Je zajímavé, že na rozdíl od vzorku fekálních pelet příslušícím jelenům, přenesená semena srnci a prasaty příslušela druhům z 60 % lesního prostředí (Heinken & Raudnitschka, 2002). Stále ale platí, že hojně přenášejí semena z nelesního prostředí nebo semena druhů příslušící oběma typům ekosystému zároveň.

Díky aktivitám srnců a divokých prasat se mohou dostat semena ruderálních druhů ze zemědělských ploch do lesních oblastí. Také z travních ekosystémů do uzavřeného lesního prostředí, ale v uzavřeném lesním porostu mají poměrně malou šanci dostat se do semenné banky nebo vyklíčit (Heinken et al., 2002). Přenos probíhá i ve směru z uzavřeného lesa na otevřené lesní i nelesní plochy. Tyto procesy mění strukturu porostů tedy nejen v lesních porostech, ale také v bezlesí. Je třeba upozornit na to, že zvěř přenáší semena hlavně bylin, jejichž přenos je na zoochorii často závislý (Heinken & Raudnitschka,

2002). Rozptylování lesních druhů není nutné zajišťovat velkými savci, protože společenstva jsou relativně stabilní a pokrývají velké plochy krajiny (Heinken et al., 2002). Semena stromů a keřů jsou přenášena méně a jsou adaptována hlavně na přenos vzduchem nebo je rozšiřuje ptactvo (Müller-Schneider, 1986) cit. podle (Heinken & Raudnitschka, 2002).

Jeleni a divoká prasata přenášejí semena mezi lokalitami v řádu kilometrů, umožňují tak přenos semen na velké vzdálenosti skrze oba typy zoochorie (Heinken & Raudnitschka, 2002), (Schmidt et al., 2004). Ukázalo se, že disperzní vzdálenost divokých prasat vztažená na epizoochorii i endozoochorii v porovnání s disperzní schopností jelenů a srnců je největší (Schmidt et al., 2004). Naopak srnci se pohybují v okruhu stovek metrů, a tak je disperzní vzdálenost semen přenášených endozoochorií srnců menší (Schmidt et al., 2004). Divoká prasata svým širokým polem působnosti umožňují druhům migraci na dlouhé vzdálenosti a mezi izolovanými společenstvy (Heinken & Raudnitschka, 2002).

1.6. Regenerace lesních porostů

V průběhu posledních desetiletí se populace divokých kopytníků na severní polokouli výrazně rozšiřují a jejich aktivita zasahuje i do procesu regenerace lesních porostů. Poškození okusem je rozhodující faktor ovlivňující růst i životnost semenáčků a mladých jedinců dřevin (Ramirez et al., 2018) listnatých i jehličnatých. Zásahy zvěře tak mohou vyvolat změny v druhovém složení lesního porostu (Milne-Rostkowska et al., 2020), (Rooney & Waller, 2003) a také ve věkové struktuře lesa (Ramirez et al., 2018). V případě přemnožení jelenů může docházet k zabránění vývoje vyšších věkových stádií a vyššímu vzrůstu jedinců (Linder et al., 1997). Na obtížné obnově lesních porostů se účastní i jiná spárkatá zvěř jako jsou např. mufloni, kteří vykusují mladé semenáčky listnatých stromů více a také dříve v sezóně než na jiných lokalitách hlavně v oblastech, kde je vegetace brzy suchá jako je v České republice Pálava. Na lokalitách dochází ke změně věkové struktury lesa, k značnému zpomalení regenerace i zmlazování dřevinného porostu (Heroldová et al., 2007).

Růst a vývoj nových semenáčků je pro zmlazení a obnovu lesního společenstva zásadní a soustavná pastva tyto procesy značně zpomaluje. Naprosto zásadní je zásah herbivora do růstu a vývoje semenáčků, pro něž má často tento zásah do ustanovené apikální dominance fatální důsledky (Haukioja & Koricheva, 2000). U starších dřevin může dojít k rozsáhlé defoliaci, což s sebou také nese následky, avšak do jejich apikální dominance kopytníci zasahují zřídka. Z těchto poznatků vyplývá, že oproti mladým stromům jsou vzrostlé dřeviny vliv kopytníků schopny snáze tolerovat. Pro umožnění regenerace lesního porostu je potřeba vytvořit, byť jen krátké časové okno, kdy se pastva kopytníků vyloučí (Nuttall et al., 2014), (Kuiters & Slim, 2002) a semenáčky dostanou čas na uniknutí pastevnímu tlaku. Vyrůstou do výšky 1,6 – 2 m a jejich svrchní a nejatraktivnější části se tím vzdálí z dosahu kopytníka. Při těchto velikostech jsou již mladé stromy schopny snášet okus mnohem lépe (Renaud et

al., 2003). Čas, který je nutný pro úspěšný únik z dosahu pastevního tlaku kopytníků, závisí na druhu dřeviny a rychlosti jejího růstu. Pro některé nížinné rychle rostoucí druhy je potřeba pastvu vyloučit po dobu 3 let, pro některé chutné a pomalu rostoucí druhy tento čas může přesahovat i jedno desetiletí (Ramirez et al., 2018)

Zvýšené hustoty kopytníků ničí nejen semenáčky dřevin klimaxového stádia, ale také jeřáby, pionýrské druhy raných stádií sukcese, které napomáhají regeneraci smrkových porostů (Milne-Rostkowska et al., 2020). Jeřáby mohou zastínit půdu a tím omezit růst bylinného společenstva a podpořit tak růst semenáčků smrků (Heroldová et al., 2003). Poničením jeřábů se regenerace smrkových porostů značně zpomaluje.

1.7. Udržování bezlesí a prosvětlených lokalit

Pastva divokých kopytníků a jejich zvýšené populační stavy jsou v lesním prostředí ve většině případů vnímány spíše negativně, protože zabraňují přirozené regeneraci lesa, podporují homogenitu prostředí, a tak snižují druhovou diversitu lesního podrostu. Bezlesí je naopak prostředí, kde je odstraňování biomasy a utváření habitatů mírnou pastvou, a také jinými disturbancemi, vyžadováno a pro potřeby obnovy a udržení bezlesí je pastva často využívanou metodou ochrannářského managementu (Olff & Ritchie, 1998). Divocí kopytníci jsou základním nástrojem pro udržení úplného bezlesí (Gill & Beardall, 2001), ale také prosvětlených lesů. Společenstva pastvin, luk, vřesovišť a dalších bezlesích biotopů jsou závislá na pravidelné pastvě a zásahu kopyt do vegetačního krytu (Speed et al., 2020), (Ludvíková et al., 2014), (Putman & Moore, 1998).

Klíčovou vlastností bezlesí nebo habitatů, které nemají uzavřené stromové patro je dostupnost světla. Právě kvůli dostatku světla, které zapojený lesní porost nenabízí, tyto bezlesní habitaty osidluje mnoho druhů rostlin, ale také živočichů. Zvěř spásá semenáčky dřevin (Fuller & Gill, 2001), čímž zabraňuje potenciálnímu rozvoji souvislého stromového patra. K prosvětlení lokality pastva napomáhá také redukcí počtu jedinců rostlin, snížením celkové výšky vegetace (Mathisen et al., 2010), (Gill & Beardall, 2001) i prostřednictvím defoliace dřevin (Ludvíková et al., 2014). Díky těmto procesům mohou vznikat a být udržovány unikátní biotopy, kde jsou dřeviny výrazně redukovány jako jsou vřesoviště nebo pastviny. V Mediteránu jsou takto udržovány např. křoviny, které jsou habitatem mnoha ptáků, jejichž druhová diversita je pastvou podporována (Velamazán et al., 2020). Mírná pastva zabraňující rozvoji zapojeného lesa pozitivně koreluje i s druhovou diversitou hmyzu (Rooney & Waller, 2003), protože mu taktéž nabízí ideální podmínky.

Zvěř se podílí na odstraňování přebytečné biomasy (Kohyani et al., 2008), čímž zvyšuje dostupnost světla a mimo jiné také napomáhá koloběhu živin v ekosystému. Skrze limitaci dominantních druhů a odstraňování jejich biomasy pastva snižuje kompetiční tlak na slabší druhy a napomáhá tak jejich

rozvoji (Riesch et al., 2019), (Ludvíková et al., 2014), (Kohyani et al., 2008). Důležitou složkou pastvy v bezlesí jsou i mechanické disturbance a eroze půdy způsobené černou i spárkatou zvěří (Rooney & Waller, 2003). V souvislosti s erozí a narušováním vegetačního krytu kopyty a rytím jsou vytvářeny a udržovány specifické habitaty s unikátním mikroklimatem (Ludvíková et al., 2014). Narušení kompaktnosti půdy napomáhá uchycení semen druhů, které by v jiném typu prostředí měly velmi malou šanci na úspěšný vývoj (Ramirez et al., 2018). Jak ukazuje Horčíčková (2010), narušení půdy divokými prasaty tak zvyšuje druhovou diversitu a heterogenitu prostředí, konkrétně semixerotermních trávníků.

Jak již bylo zmíněno, nejen úplné bezlesí, ale také prosvětlené lokality nabízí specifické podmínky prostředí. Organismy vyhledávají i lesní mýtiny a řídké prosvětlené lesy, které v minulosti na území České republiky mimo jiné nástroje hospodářství běžně zajišťovala i pastva dobytka v lesích. V polovině 18. století byla tato pastva skrze Tereziánský lesní řád zakázána za účelem efektivnější produkce dřeva. Od té doby byl zákaz lesní pastvy součástí každé právní normy vztahující se k lesnímu hospodářství. Dnes podobná nařízení platí i na Slovensku nebo v Německu, kde je lesní pastva rovněž striktně zakázána. V dnešní době je lesní pastva dobytka na území České republiky zakázána podle Zákonu o lesích a o změně některých zákonů č.289/1995Sb. (WEB 1), a tak dochází k zarůstání krajiny a lesní prostředí se neustále rozšiřuje (Kabrda & Bičík, 2010). Vyloučení kopytníků vede k rozšiřování souvislého lesního porostu (Larson & Paine, 2007), (Kuiters & Slim, 2002) a redukci stanovišť mnoha rostlin a živočichů, kteří vyžadují specifické podmínky. Jedná se o světlomilná rostlinná společenstva, o malé savce, bezobratlé nebo ptáky a jejich predátory (Fuller & Gill, 2001). V České republice lesní pastvu jako nástroj managementu právě udržování bezlesí využívá NP Podyjí na základě povolení odchýlit se od opatření, které je zaneseno ve výše zmíněném „lesním zákoně“. Tato výjimka ze zákona jim byla udělena za předpokladu, že pasená plocha bude řádně oplocena. Pro lesní pastvu zde využívají řízenou pastvu ovčí (Reiterová, L., 2020, pers.comm.).

Na závěr je také třeba zmínit, že pastva v bezlesí nevede vždy k pozitivním změnám biotopu. Aby pastva divokých kopytníků působila na bezlesí pozitivně a zvyšovala druhovou diversitu organismů, nesmí být příliš intenzivní. Příliš intenzivní pastva velmi často v kombinaci s dalšími faktory prostředí má nejen v lesích, ale také v bezlesí negativní vlivy na společenstva, které jsou pozorovatelné na mnohých místech po celé České republice. Více se problematice kvantifikace mírné a intenzivní pastvy věnuje kapitola „Biologická rozmanitost“.

1.7.1. Další nástroje managementu v bezlesí

Pastva není jediným nástrojem managementu, který je využíván pro udržování a ochranu bezlesí i druhů, které jsou na tato stanoviště vázány. Příkladem může být kosení luk, se kterými se hojně

setkáme např. v KRNP nebo v NP Šumava (Červenka, J., 2020, pers. comm). V metodách mechanických disturbancí vegetačního krytu nefigurují pouze přirozené faktory jako jsou kopyta spárkaté zvěře nebo rytí divokých prasat (Ramirez et al., 2018), ale také těžká vojenská technika, kola čtyřkolek nebo intenzivní turistika.

Podle Riesch et al. (2020) je v závislosti na podmínkách prostředí vhodné využívat v kombinaci s pastvou ještě další nástroje managementu ochrany jako jsou např. přidané mechanické disturbance vegetačního krytu, které jsou popsány výše nebo vypalování. Sešlapový management je následován rozvojem nové vegetace, která je pro jeleny ještě atraktivnější než vegetace předešlá, a proto je v některých případech vhodné současně s pastvou využívat metodu vypalování a upřednostnit ji před ostatními typy disturbancí (Montiel & Kraus, 2010) cit. podle (Riesch et al., 2020). Vhodnost kombinace pastvy s metodou vypalování potvrzuje holandská studie, která se zabývala vlivy pastvy na vřesoviště ve vztahu k invazi *Pinus sylvestris*. Tato studie ukázala, že samotná pastva bez přidaného managementu nijak invazi *Pinus sylvestris* neovlivnila, naopak úplné vyloučení pastvy invazi *Pinus sylvestris* na vřesovištích podpořilo (Kuiters & Slim, 2002).

V České republice je metoda vypalování v nesouladu se Zákonem České národní rady o požární ochraně 133/1985 Sb. (WEB 2) i přes to, že v některých biotopech představuje vhodný nástroj managementu. Ojedinele se vyskytují výjimky, které povolují tento management využívat pod přísným dohledem hasičského sboru např. v rámci hasičských cvičení (Reiterová, L., 2020, pers.comm.).

2. Faktory modifikující vliv divokých kopytníků

Zda bude efekt pastvy negativní či pozitivní nebo zda bude pastva snižovat či zvyšovat druhovou diversitu lokality závisí na mnoha faktorech prostředí jako je např. produktivita (Larson & Paine, 2007), početnost populací divokých kopytníků (Olf & Ritchie, 1998) nebo frekvence jejich okusu (Rooney & Waller, 2003). Ovšem první z faktorů na pomyslné časové škále vývoje vegetace, kterými je utvářena odpověď na pastevní tlak, je pastevní historie lokality.

2.1. Pastevní historie

Pastevní historii můžeme pojmut jako jeden z klíčových faktorů, který ovlivňuje odpovědi na pastvu. Historie pastvy může být vnímána v dlouhodobém měřítku, v němž je možné jako dopovědi na dlouhodobý pastevní tlak ve vegetaci pozorovat rozsáhlé změny a adaptace např. proměny v zastoupení druhů různých životních strategií (Schütz et al., 2003). Pokud budeme vnímat pastevní historii ve smyslu měřítek krátkodobých, můžeme se kupříkladu orientovat na pastvu v předešlé

sezóně a pozorovat změny ve vegetaci ve smyslu téměř okamžitých změn, které nastávají např. v alokaci živin rostlinou a v souvislostech s kompenzačním růstem (Haukioja & Koricheva, 2000) nebo prosvětlováním lokalit, které zvyšuje atraktivitu vegetace pro další kopytníky (Fuller & Gill, 2001).

V dlouhodobých měřítkách divoké kopytníky lákají oblasti v minulosti zemědělsky využívané, může se jednat o lokality kolem různých zemědělských objektů (Schütz et al., 2003) i lokality, které byly v minulosti využívány pro extenzivní pastvu ovcí nebo jiného dobytka (Thiel-Engenter et al., 2007). Lokality, které mají bohatou pastevní historii, nabízejí nutričně bohatší vegetaci, a tak jsou pro jeleny a další kopytníky velmi atraktivní (Schütz et al., 2003). Lokality s bohatou pastevní historií obývají především laně s mláďaty (Schütz et al., 2006). Laně vyhledávají vegetaci s vysokým podílem živin a nižším podílem vlákniny, aby si zajistily kvalitní potravu v období březosti a pro potřebu laktace (Schütz et al., 2006).

Studie rozdělují pastevní historii lokálních stanovišť a velkých regionálních měřítek. V závislosti na velikosti lokality se role pastevní historie mění, protože stanoviště jsou pastevnímu tlaku různě přizpůsobena (Moser & Schütz, 2006). V odpovědi vegetace na současný pastevní tlak nehraje historie pastvy ploch regionálních měřítek tak výraznou roli jako historie pastvy na lokálních škálách (Gao & Carmel, 2020). Jedním z dokladů tohoto tvrzení může být zjištění Gao & Carmel (2020), že vliv současné pastvy na druhovou diversitu lokalit regionálních měřítek se na lokalitách s dlouhou pastevní historií a lokalitách s kratší pastevní historií téměř neliší. Dalším dokladem o vedlejší roli pastevní historie v regionálním měřítku může být významný rozdíl mezi vlivy současné pastvy v Evropě a Asii i přes to, že mají velmi podobnou pastevní historii. Podle Gao & Carmel (2020) platí, že vegetace, která byla výrazně spásána v nedávné historii a spíše v průběhu kratšího období, nebyla schopna dokonalé adaptace, a tak není k současné pastvě příliš tolerantní a vegetace je pastvou ovlivňována negativně. V posledních dekádách se dobytek i divocí herbivoři hojně pasou po celém světě a jejich pastva je velmi intenzivní, což s sebou nese problém plošné degradace rostlinných společenstev, a proto není možné s jistotou určit pastevní historii na každé lokalitě (Gao & Carmel, 2020).

2.2. Produktivita prostředí

V interakci vegetace a kopytníků hraje svou roli i produktivita prostředí. Tixier et al. (1997) zmiňuje, že zvěř dává přednost na živiny bohatší biomase. Dalo by se tak říct, že vyhledává i prostředí, které má vyšší produktivitu a také, že zvěř svými vlivy produktivitu prostředí zvyšuje prostřednictvím obohacování půdy živinami i v souvislosti s kompenzačním růstem.

Produktivita prostředí ovšem nezávisí pouze na dostupnosti živin, ale také např. na dostupnosti vody. Pozitivně pastva působí hlavně ve vlhčím prostředí s vysokou produktivitou, kde zvyšuje druhovou

diversitu rostlin (Mathisen et al., 2010). Jsou to především lokality v temperátu Evropy nebo vysokostébelné travinné porosty i mimo temperátní oblasti (Olf & Ritchie, 1998). (Asner et al., 2009) doplňuje, že se jedná především o dostatečně vlhké nížinné lokality. Také zmiňuje, že to, jak bude pastva ovlivňovat vegetaci závisí i na typu podloží. V Afrických vysokostébelnatých oblastech jsou půdy převážně čedičového nebo jílového charakteru, které dokážou zadržovat vodu a živiny, a tak jsou kvalitnější a s jejich zastoupením vzrůstá i produktivita prostředí (Asner et al., 2009). V produktivním prostředí pastva také zvyšuje reprodukční úsilí rostlin (Mathisen et al., 2010).

Naopak spíše negativně pastva ovlivňuje prostředí sušší, které je málo produktivní a snižuje zde druhovou diversitu (Mathisen et al., 2010), (Olf & Ritchie, 1998). Ve velmi aridních a slaných biotopech nemusí pastva vůbec vegetaci ovlivňovat (Milchunas et al., 1988). Přítomnost kopytníků je také spojena se zvýšenou erozí půdního krytu. Na pasených lokalitách může tak docházet ke zvýšenému odtoku vody a nadměrnému vysušování půdy (Ludvíková et al., 2014). Nízká produktivita nemusí souviset pouze s nedostatkem srážek, ale také s krátkou vegetační sezónou (Hector et al., 1999).

2.3. Potravní strategie

Kopytníci cílí převážně na živinově bohatou stravu, s tím také souvisí rozdílná atraktivita jednotlivých částí rostlinných těl ale i druhů rostlin. Zvěř obecně upřednostňuje spíše pastvu, ale v případě, že je bylinné patro málo atraktivní, dochází k okusu i vzrostlých stromů. Například u dřevin herbivor upřednostní mladé zelené listí na svrchních větvích (Heroldová et al., 2003) nebo čerstvé zelené špičky mladých jehličnanů.

Každý kopytník má v různé míře odlišnou potravní strategii i niku, a tak charakter potravní strategie divokého kopytníka značně ovlivňuje odpovědi vegetace na pastevní tlak (Trdan & Vidrih, 2008). Jeleni se živí převážně okusem dřevin, ale také pastvou trav, kapradin i dalších bylin a jejich tlama je uzpůsobena i ke spásání velmi krátkých trávničků (Trdan & Vidrih, 2008). Podle Krojerové-Prokešové et al. (2010) se nevyhýbají ani masitým plodům rodů *Rubus sp.* nebo *Vaccinium*. Heroldová et al. (2003) poukázali na to, že jeleni lámou celé větve jeřábů, aby jim bylo mladé na živiny bohaté listí blíže. Lámání větví s cílem získat mladé a chutné listí je charakteristické spíše pro losy, ale u jelenů se objevuje také, zmiňují Heroldová et al. (2003). Jeleni se chovají jako selektivní spásači (Trdan & Vidrih, 2008) a pečlivě si vybírají rostlinné části bohaté na živiny a nekonzumují suché rostlinné zbytky.

Mufloni se na rozdíl od jelenů živí i hrubými zbytky s vysokým obsahem vlákniny. (Heroldová et al., 2007). Mufloni se chovají jako neselektivní herbivoři, spásou téměř cokoli a využívají i živinově málo kvalitní potravu (Heroldová et al., 2007). Právě proto představují na mnoha místech České republiky výrazný problém. V průběhu vegetační sezóny upřednostňují spásání trav a bylin, ale na konci

vegetační sezóny, kdy je podrost již suchý se uchylují i k okusu listnatých dřevin a živí se mimo jiné i spadaným listím, což bylo pozorováno např. v Dražanské vysočině (Heroldová et al., 2007). Také vyhledávají žaludy a kaštiny nebo bukvice. Potravní nika muflonů a jelenů se často překrývá, v případech jejich vysokých hustot vede tento překryv k odstranění vysokého podílu celkové biomasy a k vyčerpání zdrojů v prostředí (Heroldová et al., 2007).

Dalšími divokými kopytníky jsou srnci. Skladba potravy srnců je velmi široká. Srnci spásají trávy a další byliny, okusují výhonky různých dřevin, okusují také listí keřů a stromů a v neposlední řadě vyhledávají semena a plody (Tixier & Duncan, 1996). Pokud je v prostředí dostatek semen a plodů, srnci se na ně orientují a pastvě se spíše vyhýbají (Tixier & Duncan, 1996). Při pastvě a okusu vyhledávají ty nejlépe stravitelné části rostlinných těl a upřednostňují mladé listí před starším (Tixier & Duncan, 1996). Také je lákají čerstvé zelené špičky mladých jehličnanů (Tixier et al., 1997). V létě se srnci přesouvají na zemědělskou půdu, kde vyhledávají semena a byliny bohaté na živiny, které se zde vyskytují vlivem charakteru zemědělství (Tixier & Duncan, 1996). V zimě se srnci zaměřují hlavně na stromy jehličnaté a vřes. Potravní nika srnců se v mnohých aspektech podobá potravní nise divokých prasat. Na rozdíl od divokých prasat, v zimě se u srnců zvyšuje podíl vegetativních částí dřevin a dalších rostlin (Tixier & Duncan, 1996).

Mimo okus zelených částí dřevin, dochází také k olupování a ohryzávání kůry hlavně listnatých stromů v nížinách jelenem sikou (Cukor et al., 2019) nebo daňky, také jelenem evropským (Putman & Moore, 1998). Tomuto okusu nejsou ušetřeny ani dřeviny jehličnaté. K okusu kůry dochází hlavně kvůli nedostatku vlákniny ve stravě, kterou se zvěř mimo vegetační sezónu dokrmuje (Putman & Moore, 1998). Bylo pozorováno, že k okusu dochází hlavně v oblastech lesních monokultur, ve smíšených a přirozených lesích méně. Okus kůry nevede přímo k úmrtí rostlinného jedince, ale takto zasažené stromy výrazně hůře snášejí nepříznivé podmínky prostředí ve spojitosti s nedostatkem srážek (Cukor et al., 2019). Ohryz kůry také otevírá kmen plísňovým infekcím (Putman & Moore, 1998). Takovým způsobem dochází k rozsáhlému poškození stromů v Oboře Radějov v CHKO Bílé Karpaty (Jongepierová, I., 2020, pers.comm.). Spolu s odstraňováním kůry také dochází ke spásání stélek lišejníků, kteří jsou epifyty na kůře stromů (Speed et al., 2020). K výraznému poškození kůry může také docházet pomocí parohů. Takové počínání je pozorováno hlavně u daňků a srnců (Putman & Moore, 1998).

2.4. Pohyb kopytníků v krajině

Zvěř přirozeně preferuje různé biotopy v závislosti na potravní nise nebo na nárocích na charakter úkrytu. Příkladem mohou být srnci, pro které je nejdůležitější vegetace bohatá na živiny (Welch et al., 1990), a proto preferují menší nesouvislé, a hlavně otevřené lokality před uzavřeným lesním porostem

(Tixier & Duncan, 1996). Proto se dá předpokládat, že bude okus způsobený právě srnci v uzavřených souvislých lesních porostech menší (Hemrová et al., 2012). Srnci se vyhýbají i neprostupným křovinám (Lamberti et al., 2006), z čehož vyplývá, že výskyt křovin snižuje atraktivitu porostu (Hemrová et al., 2012). Právě proto, že vyhledávají potravu s co možná nejvyšším obsahem živin, dochází k jejich expanzi na zemědělskou půdu, kde vyhledávají semena, plody i živinově bohaté byliny (Tixier & Duncan, 1996). Jeleni se přes den převážně zdržují v lesích více než srnci, kde hledají úkryt a v noci se vydávají na otevřené pastviny, kde mají dostatečný rozhled a nacházejí na nich potravu bohatší na živiny (Schütz et al., 2003). Leuzinger (1999) cit. podle Schütz et al. (2003) předpokládá, že tyto přesuny jelenů z otevřených lokalit do lesů jsou způsobeny narušováním jejich klidu náhodnými návštěvami člověka. Avšak často se stává, že v lese nezískají dostatek potravy, a tak se přesouvají na otevřené lokality i za bílého dne (Trdan & Vidrih, 2008).

Pohyb kopytníků lidská činnost v krajině výrazně ovlivňuje. Místům s častým výskytem člověka jako jsou turistické cesty se zvěř často vyhýbá. I přes to mohou cesty představovat migrační koridory pro herbivory, a tak Hemrová et al. (2012) předpokládají, že by v okolí cest mohlo docházet ke zvýšenému okusu vegetace.

2.5. Frekvence a načasování pastvy

Do vztahu mezi kopytníky a vegetací zasahuje i načasování okusu a frekvence pastvy. Za změny ve frekvenci pastvy mohou mimo jiné i sezónní změny vegetace a celkový úbytek potravy s pokročilostí sezóny. Doba pobytu na pastevní lokalitě se v průběhu roku mění, s pokročilejší sezónou kopytníci svůj pobyt na stanovišti prodlužují, protože se postupně snižuje obsah živin v biomase a biomasy ubývá (Trdan & Vidrih, 2008). Kvůli sezónním změnám vegetace dochází k pravidelné migraci velkých herbivorů. Především jeleni, kteří se po celou vegetační sezónu pohybují ve vyšších nadmořských výškách, na zimu sestupují do nižších poloh z důvodu nedostatečné potravní nabídky (Schütz et al., 2003). Také frekvence, s jakou se kopytníci přicházejí na otevřené stanoviště pást, se odvíjí od vzdálenosti stanoviště od lesa. Čím je lesu blíže, tím je více navštěvováno kopytníky (Trdan & Vidrih, 2008). V průběhu sezóny se mění i tolerance rostlin k okusu. Například graminoidy dokážou snáze kompenzovat okus na začátku sezóny, v pokročilejší části roku již okus snášejí hůře (Trdan & Vidrih, 2008).

3. Přemnožení divokých kopytníků v ČR

Rostoucí populace jelenů se stala jedním z nejvýznamnějších faktorů ekologických změn v lesích po celé severní polokouli (Ramirez et al., 2018). Populace divokých kopytníků se výrazně množí v Británii, v pevninské Evropě, Rusku i v Severní Americe (Fuller & Gill, 2001). Přemnožení kopytníci, obzvláště

jeleni, jsou označováni za hlavní faktor poklesu rostlinné diversity (Chollet et al., 2013), (Rooney & Waller, 2003) a dalších významných změn v podrostu v temperátních a boreálních lesních ekosystémů (Speed et al., 2020).

Problematika významného zasahování kopytníků do lesích společenstev je již dlouho dobře známa lesníky (Gill, 1992), ale nabyla významnosti až z úst ekologů. Vzdůst populačních hustot jelenů a dalších druhů velkých býložravců není problém pouze pro akademickou obec a ochranáře, ale i z hlediska majitelů lesů a zemědělské půdy, protože přemnožená lesní zvěř způsobuje značné hospodářské škody (Putman & Moore, 1998).

3.1. Divocí kopytníci v ČR a příčiny jejich vysokých populačních hustot

Nejrozšířenějším a také nejpočetnějším kopytníkem v ČR je podle Apollonio et al. (2010) srnec obecný (*Capreolus capreolus*). Srnec je původním druhem ČR stejně jako jelen evropský nebo prase divoké. V České republice se hojně vyskytují i nepůvodní druhy, které byly v minulosti vysazeny a poté se po území rozšířily nebo se na území dostaly jiným způsobem. Jedním z impulzů pro rychlý rozvoj populací může být vysoká konkurenceschopnost nepůvodních druhů nebo také snadné mezidruhovému křížení původního druhu jelena evropského s dalšími druhy rodu *Cervus*. Tato problematika je rozvedena níže. Rozvoji populací hlavně jelenů a jejich negativních vlivů na vegetaci mohlo přispět i výrazné zalesňování ve 20. století. V našich zemích, ale i na Slovensku probíhalo po 2. světové válce výrazné zalesňování nelesních ploch s využitím mimo jiné dřeviny i smrku (Špulák & Kacálek, 2011). Lesní hospodářství cílilo a stále cílí na co nejvyšší výtěžek dřeva, což s sebou nese výsadbu lesních monokultur a také udržování rozsáhlých souvislých lesních ploch. Tento přístup umocňuje efekty přemnožených kopytníků v krajině (Cukor et al., 2019). Populační růst divokých kopytníků je také podporován pěstováním zimních zemědělských plodin, které využívají jako zdroj potravy (Fuller & Gill, 2001) a také dokrmováním v období nedostatku.

3.1.1. Rod *Cervus* v ČR

V České republice jsou problematické vysoké populační hustoty původního druhu kopytníka jelena evropského (*Cervus elaphus*), který je po staletí nejoblíbenější trofejní zvěř. Kvůli své atraktivitě a také v souvislosti s rozsáhlým odlesněním byl v průběhu 17. a 19. století téměř vyhuben pytláky (Červený et al., 2003). Pro zachování trofejních linií byli jeleni vypouštěni z obor do volné přírody, a tím docházelo k opětovnému navýšování jejich populačních stavů. V souvislosti se snahou zvýšit kvalitu trofejí došlo také k introdukci dalších druhů jako je jelen wapiti (*Cervus canadensis*) nebo jelen kavkazský (*Cervus elaphus maral*). Z možnosti vzájemného křížení těchto introdukovaných druhů a jelena evropského dnes vyplývá problém hybridizace mezi jeleny (Kučera, 1997) cit. podle (Apollonio et al., 2010) a současně tedy i problém s rychlým růstem jejich populací.

V NP Šumava je kvůli velmi rychlému růstu populací jelen evropský hlavním předmětem regulace již od počátku existence národního parku. Počátkem 90. letech 20. století byly populační hustoty jelena tak vysoké, že zamezovaly obnovu jedle bělokoré. Škody byly zaznamenávány i na smrkových porostech a také na listnatých dřevinách. Docházelo k okusu i loupání, které mělo výrazný vliv na zmlazení lesních biotopů. Díky poměrně úspěšným a soustavným regulacím populačních stavů zvěře v NP Šumava jsou dnes již zaznamenávány škody nižší a převážně jen na pionýrských dřevinách a nesmrkových porostech, avšak jsou stále 3x vyšší než škody zaznamenané v Bavorském lese (Červenka, J., 2020, pers. comm.).

Populace jelenů velmi rychle rostou i kvůli snadnému křížení jelena siky (*Cervus nippon*) s jelenem evropským (Bartoš et al., 1981). Jelen sika není původním druhem ČR, pochází z oblasti jihovýchodní Asie a Japonska a dovezen byl do mnoha míst Evropy. V Evropě se největší divoké populace jelena siky nacházejí na Britských ostrovech, kde čítají přes 26 000 jedinců. Česká republika a Německo se populačními stavy jelena siky drží těsně za Britskými ostrovy (Apollonio et al., 2010). K introdukci jelena sika do volné přírody České republiky došlo hlavně na počátku 20. století vypuštěním z obor (Červenka, J., 2020, pers. comm.). Protože je velmi adaptivní a vysoce konkurenceschopný, jeho invaze po celé České republice není překvapivá. Nejrozsáhlejší populace jelena siky jsou vázány na západočeskou pahorkatinu do oblasti mezi Manětínem, Touškovem a Teplou (Anděra & Horáček, 2005), kde Cukor et al. (2019) mapovali výrazné zásahy jelenů do lesní vegetace skrze rozsáhlý ohryz a loupání kůry *Picea abies*. Z této oblasti jelen sika pronikl i do okolních oblastí na Karlovarsku, obzvláště do Slavkovského lesa a Doupovských hor. Je možné, že důvodem silné migrace právě do těchto oblastí je široká potravní nabídka oblasti, ale také to, že silnice spojující Prahu a Karlovy Vary je méně vytížená, a tedy snáze pro jeleny překonatelná než komunikace spojující Prahu, Plzeň a Rozvadov (Křivánek, 2010). To vysvětluje, proč jsou stále jádrem výskytu jelena siky západní části České republiky i přes to, že se jejich populace rozšiřují i dál na východ. V Doupovských horách, konkrétně ve Vojenském újezdu Hradiště, je vidět výrazný nárůst populací jelena siky i škod, které způsobuje spolu s jelenem evropským okusem vegetace, ohryzem i loupáním kůry stromů (WEB 5). I ve Slavkovském lese přítomnost jelena siky příčinou obtížné obnovy lesních společenstev, především na reliktních stanovištích (Tájek, P., 2020, pers. comm.). Za poslední roky je vidět nárůst populace jelena siky také v CHKO Křivoklátsko, jež se postupně rozšiřuje z východní části po celém území CHKO (Dandová, J., 2020, pers. comm.).

3.1.2. Další druhy kopytníků

Rychle se šířícím nepůvodním druhem s vysokou rychlostí růstu populací je muflon evropský (*Ovis aries musimon*). Mufloni byli do poloviny 19. století chováni v oborovém chovu poblíž Hluboké nad Vltavou, kam byli dovezeni od Vídně, poté byly z obor vypuštěny do volné přírody a území České

republiky jim nabídlo vhodné habitaty (Anděra & Horáček, 2005). Nyní se vyskytují po celé ČR, lokálně např. v Moravském Krasu (Musil, Z., 2020, pers. comm.) a velmi hojně v CHKO Křivoklátsko, kde se setkáváme s jejich nevyššími populačními stavy (Dandová, J., 2020, pers.comm.). V CHKO Křivoklátsko jsou přemnoženi nejen mufloni, ale také daňci, jeleni nebo prasata divoká. To platí zejména pro centrální části CHKO Křivoklátska a pro velké lesní komplexy. Spárkatá zvěř zde způsobuje vysoké škody na lesních porostech okusem listů, ohryzem i loupáním kůry a také škody na nelesních botanicky významných lokalitách a družích rytím, sešlapem, pastvou i eutrofizací půdy nebo její zvýšenou erozí (Dandová, J., 2020, pers.comm.). Mufloni se vyskytují i na skalních výchozech nad řekou Dyje v NP Podyjí, kde ničí vegetaci. I přes to, že zde mufloni významně zasahují do vegetace skalních výchozů, nejsou přemnoženi a jejich výskyt je spíše ojedinělý. V NP Podyjí nezaznamenávají výrazné přemnožení ani jiné zvěře na rozdíl od jiných lokalit v České republice (Reiterová, L., 2020, pers.comm.).

Problém vysokých populačních hustot se objevuje i u prasat divokých (*Sus scrofa*). Prasata divoká jsou původním druhem ČR, který se vyskytoval po celém území ČR až do 18.století, kdy bylo z volné přírody vyhubeno a vyskytovalo se pouze v oborách (Anděra & Horáček, 2005). V polovině 20. století se znovu rozšířil z obor a sousedních zemí, podle (Apollonio et al., 2010) pravděpodobně z Maďarska, a stal se nejrychleji expandujícím druhem ČR, který opět osídlil celou Českou republiku. Jeho neustále zvětšující se populace způsobují značné škody především na zemědělských plodinách (Apollonio et al., 2010). Na mnohých místech České republiky zaznamenávají také škody způsobené rytím na botanicky významných lokalitách jako jsou lokality s výskytem orchidejí (Hamerský, R., 2020, per. comm.), (Tremlová, K., 2020, per.comm.), (Jongepierová, I., 2020, pers.comm.). Populace divokých prasat s sebou nese také problematiku šíření infekcí např. afrického moru, který se poprvé objevil v Zlínském kraji v roce 2017 (WEB 6) a dodnes je v povědomí myslivců.

3.1.3. Dokrmování

Pro populace kopytníků je stěžejní úspěšné překonání období nedostatku bez výrazných početních ztrát. Na konci vegetační sezóny se snižuje potravní nabídka, a tak jsou divocí kopytníci odkázáni převážně na dokrmování člověkem, které je výraznou příčinou udržování vysokých populačních stavů kopytníků. Zimní dokrmování se praktikuje velmi hojně, takže jsou vysoké populační stavy kopytníků podporovány (Carpio et al., 2015). I přes to, že zvěř prokazatelně způsobuje značné škody na vegetaci nejen z pohledu ochrany biotopů, ale také z pohledu lesního nebo zemědělského hospodářství, dokrmování v období nedostatku se stále praktikuje a pravděpodobně bude pokračovat i v budoucnosti. Dokrmování je totiž založeno spíše na tradici, která trvá přes 500 let, než na biologické potřebě divoké zvěře (Apollonio et al., 2010). I přes kontroverzi, která panuje mezi odborníky je zimní dokrmování divoké zvěře stále povinností, která v ČR vyplývá ze Zákonu o myslivosti č. 449/2001 Sb.,

§ 11 odst. 4 (WEB 3), dle kterého: „Uživatel honitby je povinen provozovat krmelce, zásypy, slaniska a napajedla a v době nouze zvěř řádně přikrmovat...“. Zákon o myslivosti č. 449/2001 Sb., § 11 odst. 5 také uvádí: „Zjistí-li orgán státní správy myslivosti, že zvěř trpí hladem, a nezjedná-li uživatel honitby po výzvě orgánu státní správy myslivosti okamžitou nápravu, rozhodne tento orgán o krmení zvěře na náklad uživatele...“ (WEB 3). V tomto, ale i jiných případech, zákonem uložené povinnosti nerespektují individuální potřeby ekosystémů, a tak vysoké populační stavy zvěře stále stoupají stejně jako škody v ekosystémech s nimi spojené.

Na konci vegetační sezóny, kdy se potravní nabídka výrazně zužuje, je zvěř dokrmována ovocem, zeleninou, kukuřicí, obilím nebo škrobem, často se ale přiváží i hnijící jablka nebo plesnivé pečivo. V souvislosti s dovozem obilovin a dalších plodin do krmišť se do okolní vegetace dostávají druhy, které nejsou prostředí vlastní. Také se vytváří tzv. přezimovací obůrky, kde se zvěř na zimu shromažďuje (Hamerský, R., 2020, per. comm.), (Tremlová, K., 2020, pers.comm.). Taková zimoviště nalezneme např. v Národním parku Krkonoše v oboře Rýchory II – Babí (Čermák & Grundmann, 2006) nebo také v NP Šumava, kde se zvěř dokrmuje i za účelem zmírnění okusu okolní vegetace v době nedostatku (Červenka, J., 2020, pers. com.). Kopytníci se tak shromažďují u krmelců a v jejich bezprostředním okolí dochází ke snížení pokryvnosti bylinného patra (Velamazán et al., 2020) a ke zvýšené erozi půdního krytu (Mysterud, 2006) v důsledku polehávání a sešlapu vegetace. Také dochází ke zvyšování koncentrace dusíku a jiných živin v půdě vlivem depozice trusu a moči i rozkladem potravy, kterou zvěř nevyužije. Tyto vlivy ústí k výrazným změnám vegetace (Olff & Ritchie, 1998) a objevují se zde prvky ruderální vegetace, jak již bylo zmíněno výše.

Je třeba dodat, že tento trend zvyšování koncentrace živin v půdě není spojen pouze s bezprostředním okolím krmelců, ale se všemi oblastmi, kde dochází ke zvyšování populačních stavů kopytníků. Na základě zvýšeného obsahu živin v půdě v kombinaci s příliš vysokou mírou pastvy dochází k postupnému snižování početnosti druhu na lokalitě, což vede ke kompetičnímu vyloučení konkurenčně slabších rostlin a k dominanci několika málo druhů (Schütz et al., 2003) a dochází k homogenizaci biotopu (Kohyani et al., 2008). Se snižováním hojnosti druhu na lokalitě vzrůstá tlak herbivora na jeho vyhledávání, dochází k jeho poškozování s vyšší frekvencí a tím spíše dojde k vyloučení druhu a snížení druhové bohatosti lokality (Čermák et al., 2009). V některých případech vysoký pastevní tlak vyústí až v extinkci daného druhu (Hemrová et al., 2012), (Gill & Beardall, 2001).

4. Snižování vlivů divokých kopytníků na vegetaci v ČR

Snižování populačních stavů zvěře, jejichž výše není pro prostředí únosná, je důležitou složkou managementu z pohledu ochrany vegetace, ale i z pohledu lesního hospodářství. Populační stavy u nás i ve světě jsou myslivci snižovány podle přesně daných předpisů, ale jak je možné pozorovat na mnoha

lokalitách, tyto zásahy jsou nedostatečné. Metody hospodářství, které ukládá Zákon o myslivosti č. 499/2001 Sb. (WEB 3) nejsou funkční, protože se neopírají o reálné potřeby daných území (Apollonio et al., 2010). Bez dostatečného dohledu nad populacemi dochází k nekontrolovatelnému růstu populačních hustot kopytníků (Rooney & Waller, 2003), jejich distribuce nabírá na síle a v dohledné budoucnosti nebude klesat. Tyto procesy vedou ke změnám struktury vegetace i k hospodářským škodám (Putman & Moore, 1998). V roce 2001 byla v Británii epidemie slintavky a kulhavky, která ukázala, že jeleni mohou být mimo jiné i potencionálními nosiči virů. To je dalším z mnoha důvodů ke kontrole stavů zvěře (Fuller & Gill, 2001).

4.1. Snížování populačních stavů divokých kopytníků člověkem

Jedním z důvodů nedostatečných zásahů do populací divokých kopytníků, a tedy i jejich vysokých populačních stavů může být velmi konzervativní přístup, který si lovci přisvojili v době vzniku prvních loveckých organizací v Británii, kdy byli jeleni vzácnou zvěří (Fuller & Gill, 2001). V těchto souvislostech lovci podceňují čísla populačních stavů zvěře (Fuller & Gill, 2001) a zprávy o jejich početních stavech jsou proto často nevypovídající. Konkrétním příkladem mohou být populační stavy divokých prasat sečtené na jaře 2004, kdy měly populace divokých prasat čítat 44 000 jedinců. Ukázalo se však, že tento počet je značně podceněný, protože plánovaný odlov zvěře čítal 38 391 a proběhl třikrát, což ukazuje, že se odlovilo přibližně 115 200 kusů divokých prasat za rok 2004 (Český statistický úřad, 2005) cit. podle (Apollonio et al., 2010).

4.1.1. Sčítání zvěře

Mnoho oblastí v České republice, které jsou zvláště chráněné, provádí vlastní nezávislá sčítání divoké zvěře, pro které se využívají fotopasti, které nabízí přesnější odhady hustot kopytníků všech velikostí a míry plachosti po 24 h denně (Rowcliffe et al., 2011). Protože pravidelné jarní sčítání zvěře dle Zákonu o myslivosti 499/2001 Sb. (WEB 3) mnohdy není relevantní jako je tomu např. v CHKO Křivoklátsko, je potřeba, aby zde konkrétně Správa CHKO Křivoklátska organizovala vlastní nezávislá sčítání (Dandová, J., 2020, pers.comm.). Stejně je tomu ve Slavkovském lese (Tájek, P., 2020, pers.comm.). Tato nezávislá, obvykle noční, sčítání se opakují několikrát ročně a nalézají populační stavy zvěře 3-4 x vyšší oproti stavům normovaným. Pro správnou regulaci populací divokých kopytníků je důležité se opírat nejen o jejich populační stavy, ale také o rozsah škod, které zvěř způsobuje. Pro tyto účely provedla v roce 2018 Správa NP Šumava podrobný monitoring škod způsobených zvěří v lesních porostech pomocí fotopastí a telemetrie, který by se měl každé tři roky opakovat (Červenka, J., 2020, pers. comm.). Také CHKO Křivoklátsko pro plánování ochrannářských kroků konkrétně v území Týřovské skály a Velká Pleš spolu s vlastním nezávislým sčítáním zvěře zohledňují míru škod způsobených na vegetaci v daných lokalitách.

(Dandová, J., 2020, pers.comm.). Stejně k problému přistupují v CHKO Moravský Kras (Musil, Z., 2020, pers. comm.).

4.1.2. Zájmy a cíle ochranářů, lesníků a myslivců

K tomu, aby byla ochrana vegetace před zvěří efektivní je často potřeba, aby ochranáři jednali ve spolupráci s lesníky a myslivci a prováděly se zásahy ve smyslu potřeby redukce zvěře pro ochranu vegetace a nikoli honby za trofejemi (Fuller & Gill, 2001). Názory i předměty zájmu se ovšem velmi často liší a mezi jednotlivými činiteli je tak dohoda problematická. Také je mnohdy třeba získat souhlas od majitelů pozemků, což může být dalším faktorem znesnadňující ochranu vegetace před zvěří. Cílem mysliveckých sdružení je hlavně udržování prosperity divoké zvěře, proto v období nedostatku vytváří zimoviště pro zvěř, dokrmují ji a tím podporují její vysoké populační stavy (Carpio et al., 2015), což je v rozporu s ochranářskými záměry a nalézt společné řešení je mnohdy problematické. Problematická situace nastává i v případě záměrného udržování vysokých stavů zvěře. Lov zvěře představuje oblíbenou, mnohdy i velmi nákladnou zábavu jako je tomu např. v Radějovské oboře (Jongepierová, I., 2020, pers.comm.). V těchto souvislostech představují i honitby a v nich vysoké populační stavy divokých kopytníků předmět střetu zájmů. Příkladem můžou být honitby na území CHKO Křivoklátska, které jsou pronajaté od Lesů České republiky (Dandová, J., 2020, pers.comm.), stejně tak v NP Šumava, kde se vyskytuje 6 honiteb pod správou NP a 3 mimo ni (Červenka, J., 2020, pers. comm.).

Na rozdíl od jiných chráněných území v ČR v národních parcích je snaha o dohodu ve prospěch ochrany přírody a snižování populačních stavů zvěře na únosnou míru prostředí, protože pozemky národních parků spadají téměř bez výjimky pod Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. (WEB 4). V NP Podyjí jsou proto pracovníci mysliveckých spolků spíše nástrojem managementu ochrany a v NP Podyjí není honitba, která by byla obhospodařována čistě dle zájmů myslivců (Reiterová, L., 2020). Stejně je k problému s vysokými populačními stavy kopytníků přistupováno v NP Šumava, lov je na Šumavě intenzivní a je prováděn hlavně lesníky (Červenka, J., 2020, pers. comm.).

Předmětem společného zájmu lesníků a ochranářů v problematice vlivu divokých kopytníků na vegetaci je právě zeleň, a tak je spolupráce ochranářů s lesníky podstatně snazší než spolupráce mezi ochranáři a myslivci, kteří mají zájem převážně na prosperitě zvěře (Reiterová, L., 2020, pers.comm.). Pokud je lesník zároveň myslivcem na svém nebo svěřeném majetku, má snahu škody způsobené zvěří řešit a její stavy snižovat. Poměrně hladce spolupráce mezi pracovníky jednotlivých oborů probíhá např. v CHKO České Středohoří (Hamerský, R., 2020, pers.comm.), (Tremlová, K., 2020, pers.comm.) nebo i ve Slavkovském lese (Tájek, P., 2020, pers.comm.) a řešení jsou obvykle výsledkem konsensu mezi lesníky a ochranáři. I přes dosažení konsensu mezi pracovníky nemusí být zásahy dostatečné, protože se může objevit praktický problém jako je situace, kdy k okusu mufloní zvěří dochází na

skalních výchozech nad Dyjí v případě NP Podyjí (Reiterová, L., 2020, pers.comm.) nebo také na Býčí skále a Slovenské stráni v Moravském Krasu, kam je obtížné se fyzicky dostat (Musil, Z., 2020, pers. comm.)

Je také nutno říct, že přístup pracovníků na příslušných pozicích k problematice vlivu divokých kopytníků na vegetaci je velmi individuální a nemusí nutně vést k neshodám. Např. CHKO Moravský Kras úspěšně spolupracuje se Školním lesním podnikem Masarykův les Křtiny MENDELU (Musil, Z., 2020, pers. comm.).

4.2. Predace

Pokud se žádoucích populačních stavů nedaří člověku dosáhnout lovem, je predace pomocným nástrojem přirozené regulace populací divokých kopytníků. Populace kopytníků, které jsou přirozeně regulovány predací, odstraní přibližně 10% biomasy (Ramirez et al., 2018), bez této regulace dochází k nadměrnému odstraňování biomasy a dalším jevům, které jsou v této práci popisovány. Návrat velkých predátorů do ekosystémů by přispěl k přirozené regulaci stavů zvěře a nastolil by dynamickou rovnováhu mezi populacemi (Sergio et al., 2008) a také by se snížil nutný zásah člověka do těchto procesů (Svenning et al., 2016).

Potenciálními predátory na území České republiky jsou vlci nebo ryši. V posledním desetiletí se areál vlka rozšiřuje i do centrální Evropy, avšak výskyt vlčích populací u nás je závislý čistě na šíření z okolních států. V roce 2017 byla zaznamenána jedna smečka v severní části Šumavy a v současné době zaznamenáváme smečky dokonce dvě (Červenka, J., 2020, pers. comm.). Rys byl pozorován v Moravském Krasu několikrát za poslední dva roky, ale nyní se zdá, že se již na území CHKO Moravský kras nevyskytuje (Musil, Z., 2020, pers. comm.). Velcí savci jsou vázáni na rozsáhlé lesní porosty, a proto také není možné spoléhat na možnost přirozené regulace zvěře na celém území České republiky. Například NP Podyjí nedisponuje vyžadovanou plochou zapojeného lesa, která by byla vhodným habitatem pro novou populaci vlka nebo rysa. Skrze NP Podyjí vede pouze významná migrační trasa těchto predátorů, ale jejich vliv na tomto území není dlouhodobý (Reiterová, L., 2020, pers.comm.).

4.3. Mechanická ochrana vegetace

V rámci ochrany vegetace před vysokým pastevním tlakem kopytníků se nespolehá pouze na zásahy lovců. Využívají se i jiné ochranné prostředky proti okusu a jiným škodám na vegetaci. Nejčastějším nástrojem je budování tzv. oplocenek (Milne-Rostkowska et al., 2020), které jsou v ČR hojně využívány například v CHKO České středohoří (Hamerský, R., 2020, pers.comm.), (Tremlová, K., 2020, pers.comm.). V Českém Středohoří vysoké stavy zvěře ničí zmlazení dřevin, a tak se musí veškerá nová výsadba listnatých stromů oplotit (Hamerský, R., 2020, pers.comm.), (Tremlová, K., 2020,

pers.comm.). I v CHKO Moravský Kras je nutné oplocovat jednotlivé mladé stromky nebo jejich skupinky, aby nedocházelo k jejich okusu spárkatou zvěří (Musil, Z., 2020, pers.comm.). V rámci ochrany vzácných dřevin a významných botanických lokalit pro budování oplocenek využívá CHKO Křivoklátsko finančních prostředků z Programu péče o krajinu (Dandová, J., 2020, pers.comm.). Oplocení slouží také jako ochrana před divokými prasaty. Využívá se například ve Slavkovském lese (Tájek, P., 2020, pers.comm.) i v NP Podyjí proti rozrývání luk s výskytem orchidejí a vyrývání jejich hlíz (Reiterová, L., 2020, pers.comm.).

Oplocenky jsou také častou metodou výzkumu. Jejich výhoda spočívá v možnosti přirozené kontroly, protože vně oplocenky je stále zvěř, která se volně pohybuje a dovnitř nemůže. Oplocenky zajišťují vyloučení herbivorů a možnost pozorování procesů vně a uvnitř oplocenky v reálném čase a přirozených podmínkách (Aerts et al., 2009). Jako mechanická ochrana vegetace můžou posloužit i přirozeně popadané kmeny stromů, které je obtížné fyzicky překonat, a tak brání přítomnosti a pohybu velkých savců v plném rozsahu (Milne-Rostkowska et al., 2020).

5. Závěr

Při studování literatury i rozhovorech s jednotlivými pracovníky CHKO a NP v ČR jsem pochopila, jak moc je vztah zvěře a vegetace provázaný a jak velký problém samotné přemnožení divokých kopytníků v boreální a temperátní zóně představuje. Nahlédla jsem pod pokličku i tomu, jak se s problematikou zachází a jak probíhá spolupráce mezi orgány ochrany přírody, orgány lesnictví i myslivosti v České republice. Také jsem pochopila, že ochrana vegetace musí fungovat na principu konkrétních měření a poznatků v dané lokalitě, protože faktorů ať biotických či abiotických, které vztah vegetace s kopytníky modifikují je celá řada a odpovědi vegetace jsou velmi individuální. Problematika přemnožení divoké zvěře se netýká pouze vegetace, ale i celkové biodiversity prostředí. Jako velké úskalí řešení tohoto problému vnímám hlavně nesoulad názorů jednotlivých pracovníků, kteří do ekosystémů zasahují. Vlivem dlouhé tradice trofejního lovu divoké zvěře se v České republice vysoké populační stavy stále udržují a jsou podporovány i ze strany státu bez ohledu na to, jaký mají efekt na ekosystém jako celek. Návrat dostatečného počtu velkých predátorů vnímám jako faktor, který by velmi pozitivně ovlivnil celkovou situaci a snížil by potřebu zásahů člověka do ekosystémů.

Z literatury jasně vyplývá, že pro určení konkrétních změn druhové diversity rostlin způsobených pastvou je potřeba lokalitu pozorovat v delším časovém měřítku. Cílem mého diplomového projektu bude odpovědět na otázku: „Jak se změnilo druhové složení stepních lokalit pod vlivem intenzivní pastvy divoké zvěře?“ a zmapovat tak změny v druhovém složení rostlin vybraných pleší v CHKO Křivoklátsko, kde je problematika intenzivní pastvy divoké zvěře velmi aktuální. Na vybraných lokalitách vytvořím soupisy druhů, které porovnáám s daty, které mi jsou dostupné z pozorování pro diplomovou práci Husákové (2008), pro níž zde pozorování probíhalo v letech 2005-2008. Na vybraných lokalitách také kvantifikuji pastevní tlak pomocí sběru trusu kopytníků a pokusím se dát do souvislostí změny, které na lokalitách proběhly ve druhovém složení rostlin s mírou současného pastevního tlaku. Dále bych se také zabývala pozorováním vybraných lokalit, na kterých bude pastva krátkodobě vyloučena pomocí oplocenek. Ráda bych tímto pozorováním zaznamenala, jak pastva ovlivňuje vegetaci v rámci jedné sezóny a také jak vegetace odpovídá na vymanění z pastevního tlaku v krátkodobém měřítku.

6. Seznam použitých zdrojů

Literární zdroje:

- Aerts, R., Nyssen, J., & Haile, M. (2009). On the difference between “exclosures” and “enclosures” in ecology and the environment. *Journal of Arid Environments*, 73(8), 762–763.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.01.006>
- Anděra, M., & Horáček, I. (2005). *Poznáváme naše savce* (2.). Nakladatelství Sobotáles.
- Apollonio, M., Anderson, R., & Putman, R. (2010). *European Ungulates and Their Management in the 21st Century* (M. Apollonio, R. Anderson, & R. Putman (eds.)). Cambridge University Press.
- Asner, G. P., Levick, S. R., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D. E., Emerson, R., Jacobson, J., Colgan, M. S., & Martin, R. E. (2009). Large-scale impacts of herbivores on the structural diversity of african savannas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(12), 4947–4952. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810637106>
- Austin, P. J., Suchar, L. A., Robbins, C. T., & Hagerman, A. E. (1989). Tannin-binding proteins in saliva of deer and their absence in saliva of sheep and cattle. *Journal of Chemical Ecology*, 15(4), 1335–1347. [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF01014834](https://doi.org/10.1007/BF01014834)
- Bartoš, L., Hyánek, J., & Žirovnický, J. (1981). Hybridization Between Red and Sika Deer I. Craniological analysis. *Zoologischer Anzeiger*, 207(5–6), 260–270.
- Brouwer, R. (1962). Nutritive influences on the distribution of dry matter in the plant. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 10(5), 399–408.
<https://doi.org/https://doi.org/10.18174/njas.v10i5.17581>
- Carpio, A. J., Oteros, J., Lora, Á., & Tortosa, F. S. (2015). Effects of the overabundance of wild ungulates on natural grassland in Southern Spain. *Agroforestry Systems*, 89(4), 637–644.
<https://doi.org/10.1007/s10457-015-9801-2>
- Čermák, P., & Grundmann, P. (2006). Effects of browsing on the condition and development of regeneration of trees in the region of Rýchory (KRNAP). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 54(1), 7–14.
<https://doi.org/10.11118/actaun200654010007>
- Čermák, P., Horsák, P., Špiřík, M., & Mrkva, R. (2009). Relationships between browsing damage and woody species dominance. *Journal of Forest Science*, 55(1), 23–31.
<https://doi.org/10.17221/73/2008-jfs>

- Červený, J., Kamler, J., Kholová, H., Koubek, P., & Martínková, N. (2003). Biologie zvěře srstnaté. In *Encyklopedie myslivosti* (pp. 249–345). Ottovo nakladatelství.
- Chollet, S., Baltzinger, C., Ostermann, L., Saint-André, F., & Martin, J. L. (2013). Importance for forest plant communities of refuges protecting from deer browsing. *Forest Ecology and Management*, 289(February), 470–477. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.043>
- Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Marada, P., Šimůnek, V., & Havránek, F. (2019). Effects of bark stripping on timber production and structure of Norway Spruce forests in relation to climatic factors. *Forests*, 10(4), 13–17. <https://doi.org/10.3390/f10040320>
- Dupre, C., & Diekmann, M. (2001). Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, 24(3), 275–286. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2001.tb00200.x>
- Eycott, A. E., Watkinson, A. R., Hemami, M. R., & Dolman, P. M. (2007). The dispersal of vascular plants in a forest mosaic by a guild of mammalian herbivores. *Oecologia*, 154(1), 107–118. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0812-1>
- Fuller, R. J., & Gill, R. M. A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74(3), 193–199. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.193>
- Gao, J., & Carmel, Y. (2020). A global meta-analysis of grazing effects on plant richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302, 107072. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107072>
- Gill, R. M. A., & Beardall, V. (2001). The impact of deer on woodlands: The effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*, 74(3), 209–218. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.209>
- González-Hernández, M. P., Karchesy, J., & Starkey, E. E. (2003). Hydrolyzable and condensed tannins in plants of northwest Spain forests. *Journal of Range Management*, 56(5), 461–465. <https://doi.org/10.2307/4003837>
- Griffin, J. N., Jenkins, S. R., Gamfeldt, L., Jones, D., Hawkins, S. J., & Thompson, R. C. (2009). Spatial heterogeneity increases the importance of species richness for an ecosystem process. *Oikos*, 118(9), 1335–1342. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17572.x>
- Haukioja, E., & Koricheva, J. (2000). Tolerance to herbivory in woody vs. herbaceous plants. *Evolutionary Ecology*, 14, 551–562. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1011091606022>
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J.

- A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., ... Lawton, J. H. (1999). Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 286(5442), 1123–1127.
<https://doi.org/10.1126/science.286.5442.1123>
- Heinken, T., Hanspach, H., Raudnitschka, D., & Schaumann, F. (2002). Dispersal of vascular plants by four species of wild mammals in a deciduous forest in NE Germany. *Phytocoenologia*, 32(4), 627–643. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2002/0032-0627>
- Heinken, T., & Raudnitschka, D. (2002). Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt Vereinigt Mit Tharandter Forstliches Jahrbuch*, 121(4), 179–194. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1439-0337.2002.02029.x>
- Hemrová, L., Červenková, Z., & Münzbergová, Z. (2012). The effects of large herbivores on the landscape dynamics of a perennial herb. *Annals of Botany*, 110(7), 1411–1421.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcs064>
- Heroldová, M., Homolka, M., & Kamler, J. (2003). Breakage of rowan caused by red deer - An important factor for Sorbetto-Piceetum stand regeneration? *Forest Ecology and Management*, 181(1–2), 131–138. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00122-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00122-1)
- Heroldová, M., Homolka, M., Kamler, J., Koubek, P., & Forejtek, P. (2007). Foraging strategy of mouflon during the hunting season as related to food supply. *Acta Veterinaria Brno*, 76(2), 195–202. <https://doi.org/10.2754/avb200776020195>
- Horčíčková, E. (2010). *Vliv prasete divokého na vegetaci semixerotermních trávníků*. diplomová práce deponovaná v knihovně Katedry botaniky University Karlovy.
- Horčíčková, E., Brůna, J., & Vojta, J. (2019). Wild boar (*Sus scrofa*) increases species diversity of semidry grassland: Field experiment with simulated soil disturbances. *Ecology and Evolution*, 9(5), 2765–2774. <https://doi.org/10.1002/ece3.4950>
- Husáková, I. (2008). *Faktory určující výskyt stepních druhů na Křivoklátsku*. diplomová práce deponovaná v knihovně Katedry botaniky University Karlovy.
- Kabrda, J., & Bičík, I. (2010). Dlouhodobé změny rozlohy lesa v Česku i ve světě. *Geografické Rozhledy*, 20, 2–5.
- Kariuki, I. W., & Norton, B. W. (2008). The digestion of dietary protein bound by condensed tannins in the gastro-intestinal tract of sheep. *Animal Feed Science and Technology*, 142(3–4), 197–209.

<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.08.006>

Kohyani, P. T., Bossuyt, B., Bonte, D., & Hoffmann, M. (2008). Grazing as a management tool in dune grasslands: Evidence of soil and scale dependence of the effect of large herbivores on plant diversity. *Biological Conservation*, 141(6), 1687–1694.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.010>

Kolstad, A. L., Austrheim, G., Solberg, E. J., De Vriendt, L., & Speed, J. D. M. (2018). Pervasive moose browsing in boreal forests alters successional trajectories by severely suppressing keystone species. *Ecosphere*, 9(10). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2458>

Křivánek, J. (2010). Jelen sika japonský – plíživé nebezpečí genofondu jelena evropského. *Myslivost*, 8, 10.

Krojerová-Prokešová, J., Heurich, M., Baranc, M., & Šustr, P. (2010). Feeding patterns of red deer *Cervus elaphus* along an altitudinal gradient in the Bohemian Forest: effect of habitat and season. *Wildlife Biology*, 173–184. <https://doi.org/10.2981/09-004>

Kuiters, A. T., & Slim, P. A. (2002). Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, 105(1), 65–74. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00204-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00204-X)

Lamberti, P., Mauri, L., Merli, E., Dusi, S., & Apollonio, M. (2006). Use of space and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* in a Mediterranean coastal area: How does woods landscape affect home range? *Journal of Ethology*, 24(2), 181–188. <https://doi.org/10.1007/s10164-005-0179-x>

Larson, A. J., & Paine, R. T. (2007). Ungulate herbivory: indirect effects cascade into the treetops. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(1), 5–6. <https://doi.org/10.1073/pnas.0610198103>

Lepková, B. (2014). *Volně žijící herbivoři jako vektor šíření druhů v opuštěné krajině*. diplomová práce deponovaná v knihovně Katedry botaniky University Karlovy.

Lepková, B., Horčíčková, E., & Vojta, J. (2018). Endozoochorous seed dispersal by free-ranging herbivores in an abandoned landscape. *Plant Ecology*, 219(9), 1127–1138. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0864-9>

Linder, P., Elfving, B., & Zackrisson, O. (1997). Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 98(1), 17–33. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00076-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00076-5)

- Loreau, M., Mouquet, N., & Gonzalez, A. (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(22), 12765–12770. <https://doi.org/10.1073/pnas.2235465100>
- Ludvíková, V., Pavlů, V. V., Gaisler, J., Hejzman, M., & Pavlů, L. (2014). Long term defoliation by cattle grazing with and without trampling differently affects soil penetration resistance and plant species composition in *Agrostis capillaris* grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 197, 204–211. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.017>
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). *Biodiversity and ecosystem services : a multilayered relationship*. 27(1), 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>
- Mathisen, K. M., Buhtz, F., Danell, K., Bergström, R., Skarpe, C., Suominen, O., & Persson, I. L. (2010). Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 21(4), 705–716. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01180.x>
- Milchunas, D. G., Sala O.E., & Lauenroth W.K. (1988). A Generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists*, 132(1), 87–106.
- Milne-Rostkowska, F., Holeksa, J., Bogdziewicz, M., Piechnik, Ł., Seget, B., Kurek, P., Buda, J., & Żywiec, M. (2020). Where can palatable young trees escape herbivore pressure in a protected forest? *Forest Ecology and Management*, 472, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118221>
- Moser, B., & Schütz, M. (2006). Tolerance of understory plants subject to herbivory by roe deer. *Oikos*, 114(2), 311–321. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14386.x>
- Mysterud, A. (2006). The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology*, 12(2), 129–141. [https://doi.org/https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[129:TCOOAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[129:TCOOAI]2.0.CO;2)
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22(2), 175–186. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(02\)00002-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(02)00002-4)
- Nuttle, T., Ristau, T. E., & Royo, A. A. (2014). Long-term biological legacies of herbivore density in a landscape-scale experiment: forest understoreys reflect past deer density treatments for at least 20 years. *Journal of Ecology*, 102, 221–228. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12175>
- Økland, R. H., Eilertsen, O., & Økland, T. (1990). On the Relationship between Sample Plot Size and

- Beta Diversity in Boreal Coniferous Forests. *Vegetatio*, 87(2), 187–192.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00042954>
- Olf, H., & Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(7), 261–265. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(98)01364-0)
- Putman, R. J., & Moore, N. P. (1998). Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review*, 28(4), 141–164. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.1998.00031.x>
- Ramirez, J. I., Jansen, P. A., & Poorter, L. (2018). Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*, 424, 406–419. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.016>
- Renaud, P. C., Verheyden-Tixier, H., & Dumont, B. (2003). Damage to saplings by red deer (*Cervus elaphus*): effect of foliage height and structure. *Forest Ecology and Management*, 181, 31–37. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00126-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00126-9)
- Riesch, F., Tonn, B., Meißner, M., Balkenhol, N., & Isselstein, J. (2019). Grazing by wild red deer: Management options for the conservation of semi-natural open habitats. *Journal of Applied Ecology*, 56(6), 1311–1321. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13396>
- Riesch, F., Tonn, B., Stroh, H. G., Meißner, M., Balkenhol, N., & Isselstein, J. (2020). Grazing by wild red deer maintains characteristic vegetation of semi-natural open habitats: Evidence from a three-year exclusion experiment. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 522–538. <https://doi.org/10.1111/avsc.12505>
- Rooney, T. P., & Waller, D. M. (2001). How Experimental Defoliation and Leaf Height Affect Growth and Reproduction in *Trillium grandiflorum*. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 128(4), 393–399. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/3088671>
- Rooney, T. P., & Waller, D. M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 181(1–2), 165–176. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00130-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00130-0)
- Rowcliffe, J. M., Carbone, C., Jansen, P. A., Kays, R., & Kranstauber, B. (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps: An adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(5), 464–476. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x>
- Schieltz, J. M., & Rubenstein, D. I. (2016). Evidence based review: Positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environmental Research Letters*, 11(11),

1–18. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113003>

Schmidt, M., Sommer, K., Kriebitzsch, W.U., Ellenberg, H., & von Oheimb, G. (2004). Dispersal of vascular plants by game in Northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and Wild Boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research*, 123(2), 167–176.

<https://doi.org/10.1007/s10342-004-0029-3>

Schütz, M., Risch, A. C., Achermann, G., Thiel-Engenter, C., Page-Dumroese, D. S., Jurgensen, M. F., & Edwards, P. J. (2006). Phosphorus translocation by red deer on a subalpine grassland in the central European Alps. *Ecosystems*, 9(4), 624–633. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-0091-4>

Schütz, M., Risch, A. C., Leuzinger, E., Krüsi, B. O., & Achermann, G. (2003). Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management*, 181(1–2), 177–188.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00131-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00131-2)

Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., Mchugh, K., & Hiraldo, F. (2008). Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions and efficacy. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 39, 1–19.

<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>

Speed, J. D. M., Austrheim, G., Bendiksby, M., Kolstad, A. L., & Vuorinen, K. E. M. (2020). Increasing Cervidae populations have variable impacts on habitat suitability for threatened forest plant and lichen species. *Forest Ecology and Management*, 473, 118286.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118286>

Špulák, O., & Kacálek, D. (2011). *Historie zalesňování nelesních půd na území České republiky*. 2011(1), 49–57.

Storch, D. (2019). Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Živa*, 5, 194–197.

Svenning, J., Pedersen, P. B. M., Donlan, C. J., Ejrnæs, R., & Faurby, S. (2016). *Science for a wilder Anthropocene: synthesis and future directions for trophic rewilding research*. 113(4), 898–906.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1502556112>

Thiel-Engenter, C., Risch, A. C., Jurgensen, M. F., Page-Dumroese, D. S., Krüsi, B. O., & Schütz, M. (2007). Response of a subalpine grassland to simulated grazing: Aboveground productivity along soil phosphorus gradients. *Community Ecology*, 8(1), 111–117.

<https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.1.13>

- Tixier, H., & Duncan, P. (1996). Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 51(1), 3–17.
- Tixier, H., Duncan, P., Scehovic, J., Yani, A., Gleizes, M., & Lila, M. (1997). Food selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*): Effects of plant chemistry, and consequences for the nutritional value of their diets. *Journal of Zoology*, 242(2), 229–245. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb05799.x>
- Trdan, S., & Vidrih, M. (2008). Quantifying the damage of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on grassland production in southeastern Slovenia. *European Journal of Wildlife Research*, 54(1), 138–141. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0106-2>
- Veen, G. F., Blair, J. M., Smith, M. D., & Collins, S. L. (2008). Influence of grazing and fire frequency on small-scale plant community structure and resource variability in native tallgrass prairie. *Oikos*, 117(6), 859–866. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16515.x>
- Velamazán, M., Perea, R., & Bugalho, M. N. (2020). Ungulates and ecosystem services in Mediterranean woody systems: A semi-quantitative review. *Journal for Nature Conservation*, 55(April), 125837. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125837>
- von Oheimb, G., Schmidt, M., Kriebitzsch, W.U., & Ellenberg, H. (2005). Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part II: Red deer (*Cervus elaphus*). *European Journal of Forest Research*, 124(1), 55–65. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0053-y>
- Welch, D., Staines, B. W., Catt, D. C., & Scott, D. (1990). Habitat usage by red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer in a Scottish Sitka spruce plantation. *Journal of Zoology*, 221(3), 453–476. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1990.tb04013.x>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1943563>

Webové zdroje:

- WEB 1 - <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1995-289> - Zákon o lesích a o změně některých zákonů č.289/1995Sb. navštíveno: 19.3.2021
- WEB 2 - <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1985-133> - Zákon České národní rady o požární ochraně 133/1985 Sb. navštíveno: 19.03.2021
- WEB 3 - <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-449> - Zákon o myslivosti 499/2001 Sb. navštíveno: 19.03.2021
- WEB 4 - <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114#cast3> - Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb. navštíveno: 19.03.2021
- WEB 5 - Oblastní plán rozvoje lesů, přírodní lesní oblast č.04 Doupovské hory, 2001–2020

Dostupné z: http://www.uhul.cz/images/ke_stazeni/oprl_oblasti/OPRL-LO04-Doupovske_hory.pdf
staženo: 21.04.2021

WEB 6 - <https://www.svsr.cz/africky-mor-prasat-aktualni-informace/#predchozi> navštíveno:
21.04.2021

Práce obsahuje informace pocházející z ústního sdělení následujících osob:

Červenka Jaroslav Ing. - NP Šumava

Dandová Jana Mgr. – CHKO Křivoklátsko

Hamerský Roman Ing. a Tremlová Kateřina Mgr. – CHKO České Středohoří

Jongepierová Ivana RNDr. - CHKO Bílé Karpaty

Musil Zdeněk Mgr. - CHKO Moravský Kras

Reiterová Lenka Mgr. - NP Podyjí

Tájek Přemysl Mgr. - CHKO Slavkovský Les